

Berichte
aus dem
Institut für Meereskunde
an der
Christian-Albrechts-Universität Kiel
Nr. 200

Der Einfluß der Grundschieppnetzfisherei
auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna
der Kieler Bucht (Westl. Ostsee)

The Impact of Otter-Trawl Fishery
on Nutrient Release from the Sediment and Makrofauna
of Kieler Bucht (Western Baltic)

DOI 10.3289/IM-BER-200

von

Peter Krost

Kopien dieser Arbeit können bezogen werden von:
Institut für Meereskunde
Abt. Meeresbotanik
Düsternbrooker Weg 20
D-2300 Kiel, F.R.Germany

ISSN 0341-8561

Überarbeitete Fassung einer Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, 1990.

Zusammenfassung

Die Auswirkungen der Grundschieppnetzfisherei auf die Nährsalzfreisetzung und das Makrozoobenthos der Kieler Bucht wurde untersucht.

Dafür wurde zunächst das Ausmaß der Störung durch bildgebende Verfahren abgeschätzt. Nur Scherbretter hinterlassen erkennbare und dauerhafte Strukturen am Meeresboden. Die Tiefe dieser Spuren wurde mit Unterwasser-Video auf schlickigem Sand mit ca. 5 cm, auf sandigem Schlick mit ca. 10 cm und auf Schlick mit ca. 15 cm abgeschätzt. Die Breite der Spuren liegt im Allgemeinen bei ca. 0.8 m. Durch eine Kartierung mit Side-scan Sonar festgestellt, daß die Regionen der größten Spurenhäufigkeit am Meeresboden in den Schlickregionen liegen.

Erhebungen über den Fischereiaufwand ergaben eine Fläche von ca. 333 km², die jährlich durch Scherbretter gestört wird. Die gesamte durch Grundschieppnetze überfischte Fläche ist etwa 10 mal so groß.

Durch Experimente mit Unterwasser-Glocken, in denen Sediment aufgewirbelt werden kann, wurde festgestellt, daß die Nährsalzfreisetzung aus dem Sediment dem Nährsalzgehalt des Porenwassers in der durch Scherbretter durchpflügten Sedimenttiefe entspricht. Zusätzlich einzurechnen ist der Anteil, der bei der Wiedereinstellung des gestörten Porenwasserprofils freigesetzt wird. Porenwasserkonzentrationen von Nährsalzen und deren vertikale Profile wurden für die relevanten Sedimenttypen schlickiger Sand, sandiger Schlick und Schlick an verschiedenen Stationen zu unterschiedlichen Jahreszeiten gemessen.

Aus diesen Porenwasserprofilen wurden molekulare Diffusionsflüsse errechnet. Diese belaufen sich im sandigen Schlick auf 378 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ Silikat, 314 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ Ammonium und 18 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ Phosphat. Im Schlick betragen die Flüsse 847 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ Silikat, 613 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ Ammonium und 89 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ Phosphat.

Für eine jährlich durch Scherbretter gestörte Fläche von 333 km² errechnet sich eine zusätzliche Mobilisierung von 200-822 t Silizium, 98-435 t Stickstoff, und 34-167 t Phosphor durch Grundschieppnetzfisherei. Durch Aufwirbelung von Schwefelwasserstoff aus dem Porenwasser durch Grundschieppnetzfisherei entsteht eine zusätzliche Sauerstoffzehrung von jährlich zwischen 491 und 2656 t O₂.

Die Auswirkungen der Grundschieppnetzfisherei auf die Makrofauna wurde zum einen durch Vergleich von Proben aus neu erstellten Scherbrettspuren mit Proben aus ungestörten Kontrollgebieten untersucht. Zum anderen wurden intensiv befischte Gebiete mit unbefischten verglichen. Zusätzlich wurde ein Experiment über Art und Ausmass von Beschädigungen an Benthosorganismen durch Scherbretter durchgeführt.

Nur im Rinnensystem der Kieler Bucht ist die Fischereintensität groß genug, um dokumentierbare Veränderungen in der Benthosbesiedlung zu bewirken. Fischereiauswirkungen betreffen die Endofauna weitaus mehr als die Epifauna, die Abundanz mehr als die Biomasse. Dabei werden die häufigsten Tierarten, bei nur geringem Artenausfall, am meisten verringert, was zu erhöhter Evenness und

Diversität führen kann. Die Wirkung der Scherbretter besteht zum überwiegenden Teil aus Aufwirbeln von Sediment und darin lebenden Tieren durch vorlaufenden Staudruck und folgenden Wassersog, nur ein geringer Teil der Tiere kollidiert direkt mit dem Scherbrett; dabei überlebt ein großer Teil der Tiere eine Scherbrettpassage, vor allem kugelig-kompakte Muscheln.

Summary

The effects of otter-trawl fishery on nutrient release from the sediment and makrofauna of Kieler Bucht (Western Baltic) was investigated.

The dimension of the impact by otter-board fishery on the sediment was estimated by side-scan sonar and underwater video. Only the otter boards imprint distinctive and longlasting marks at the sea bottom. By the use of underwater video the depth of these tracks was estimated as about 5 cm on muddy sand, about 10 cm on sandy mud and about 15 cm on mud. The width of the tracks is usually around 0.8 m. A mapping of the otter-board tracks in the study area using side-scan sonar showed, that the areas of highest trawl-track frequency coincide with muddy sediments.

An approximation of fishery effort resulted in an area of 333 km² annually disturbed by otter boards. The total area trawled per year (including all parts of the otter-trawl gear) is about 10 times larger.

Resuspension experiments in bell jars showed, that the spontaneous nutrient release from the sediment by resuspension equals the total amount of nutrients in the pore water of the resuspended sediment. Additionally, nutrients will be released by subsequent readjustion of the pore water gradients in the sediment to the previous profile.

Undisturbed porewater profiles were measured for the sediment types relevant for otter-board fishery, i.e. muddy sand, sandy mud and mud. By these profiles diffusional fluxes of nutrients from the sediment into the water column were calculated: on sandy mud they are 378 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ silicate, 314 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ammonia and 18 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ phosphate, while on mud they are 847 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ silicate, 613 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ammonia and 89 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ phosphate. For the area of 333 km² annually disturbed by otter boards an additional mobilization of 200-822 t silicon, 98-435 t nitrogen and 34-167 t phosphorus was calculated, as well as an annual oxygen demand of 491-2656 t O₂ due to the release of hydrogen-sulphide by sediment resuspension.

Effects of otter-trawl fishery on benthic makrofauna was studied by comparison of samples from new trawl tracks with undisturbed samples. Samples of extensively fished areas were compared with samples from control areas of similar sediments and water depth. An experiment was performed to study the damage of benthic animals suffered by an otter-board passage.

In the channel system in Kieler Bucht the fishery effort is strong enough to induce considerable changes of the benthic community. Endofauna is more affected than epifauna, abundance more than biomass. The most abundant animals are predominantly reduced, resulting in often even higher evenness and diversity than in undisturbed areas. By prerunning water pressure and subsequent suction, the passage of otter boards results mainly in resuspension of sediment and animals living within, only a smaller portion of animals collide directly with the otter board. Especially spherical and compact molluscs have a good chance to survive an otter-board passage.

Danksagung

Herzlich danke ich Herrn Prof. Dr. Sebastian Gerlach für seine Anregung zu dieser Arbeit, seine stete Betreuung und seine Bereitschaft, einem vordem terrestrischen Ökologen ein marines Thema anzuvertrauen.

Herrn Dr. Heye Rumohr danke ich für seine Hilfe bei der Einarbeitung in das Thema, für seine zahllosen Tips, Hinweise und hilfreichen Gespräche während der gesamten Zeit meiner Arbeit.

Den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Benthosökologie, Frau Karen v. Juterzenka, Frau Dipl.-Biol. Kathrin Panzer, Frau Dr. Marina Romero-Wetzel, Frau Renate Wrage, Herrn Dr. Thomas Brey, Herrn Dipl.-Biol. Rainer Goersch, Herrn Thomas Kujawski, Herrn Dipl.-Biol. Stefan Nehring und Herrn Dipl.-Biol. Hartmut Schomann danke ich für viel Hilfe und ein überaus angenehmes Arbeitsklima.

Herrn W. Hukriede danke ich herzlich für ständige Diskussionsbereitschaft, für die Elektrifizierung aller meiner Daten und die graphische Darstellung eines großen Teils derselben.

Frau Silke Steimer, Frau Yasmin Göbel und Herr. Niels v. Neuhoff waren mir bei der Aufarbeitung eines großen Teils des Benthosmaterials behilflich, wofür ich ihnen herzlich danke.

Die Kollegen vom geologischen Institut der Universität Kiel, vor allem Frau Dipl.-Geol. Doris Milkert, Herrn Dipl.-Geol. Michael Bernhard, Herrn Dr. Gerd Hoffmann und Herrn Dr. Friedrich Werner, danke ich für die erfreuliche Zusammenarbeit, die auch in eine gemeinsame Publikation mündete.

Insbesondere gilt mein Dank meinem Freund und Kollegen Herrn Dipl.-Geol. Bernhard Lapp für alle seine Zusammenarbeit und Hilfe bei Porenwasseruntersuchungen und bei der Durchsicht des Manuskripts.

Ohne die Einsatzbereitschaft der wissenschaftlichen Tauchgruppe der Universität Kiel, allen voran Herr Theo Kollatschni und Herr Dipl.-Biol. Hartmut Schomann, wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen. Ihnen allen danke ich herzlich.

Ganz besonders gilt mein Dank Herrn Ole Martin Gravdahl, der bei einem Taucheinsatz einen schweren Unfall erlitt.

Mein Dank gilt den Besatzungen des FK Alkor und der FB Sagitta, insbesondere der Besatzung des FK Littorina.

Die Arbeit wurde ermöglicht durch finanzielle Unterstützung des Deutschen Hydrographischen Instituts, Hamburg und des Ministeriums für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein.

Inhalt

1. Einleitung	1
1.1. Überblick	1
1.2. Das Problem - Methode der Grundschieppnetzfisherei - und Arbeitshypothesen	3
2. Material und Methoden	5
2.1. Das Untersuchungsgebiet	5
2.2. Bildgebende Verfahren	13
2.2.1. Kartierung der Scherbrettspuren durch Side-scan Sonar	13
2.2.2. Unterwasser-Video	15
2.2.3. Sedimentprofil-Photographie	16
2.3. Nährsalze	17
2.3.1. Porenwasseruntersuchungen	17
2.3.2. Nährsalzfreisetzung	18
2.3.2.1. Glockenexperimente	19
2.3.2.2. Flußmessungen	22
2.3.3. Analytische Methoden	23
2.3.3.1. Ammonium	24
2.3.3.2. Nitrit	25
2.3.3.3. Nitrat	25
2.3.3.4. Phosphat	25
2.3.3.5. Silikat	25
2.3.3.6. Sauerstoff	26
2.3.3.7. Schwefelwasserstoff	26
2.3.3.8. Wassergehalt / Porosität	26
2.3.3.9. Organischer Gehalt	27
2.3.4. Berechnungen von Porenwassergradienten und Flüssen	27
2.3.4.1. Berechnungen von Nährsalz-Porenwassergradienten aus diagenetischen Grundmodellen	27
2.3.4.2. Flußberechnungen	29
2.3.4.2.1. Flußberechnungen ungestörter Sedimente	29
2.3.4.2.2. Flußberechnungen gestörter Sedimente	31
2.4. Makrozoobenthos	32
2.4.1. Probennahme	32
2.4.2. Probenaufarbeitung / Bestimmung	33
2.4.3. Ökologische Einteilung der Arten / Taxa	33
2.4.4. Berechnungen	34
2.4.5. Langfristige Benthosdaten	35
2.4.6. Beschädigungen an Tieren	35
3. Ergebnisse	39
3.1. Erhebungen über den Fischereiaufwand im Untersuchungsgebiet	39
3.2. Kartierung der Scherbrettspuren im Untersuchungsgebiet	42
3.3. Analyse der Spuren durch optische Verfahren	46
3.3.1. Unterwasser-Video	46
3.3.2. Sedimentprofil-Photographie	51
3.4. Nährsalze im Porenwasser und ihre Freisetzung durch Scherbretter	52
3.4.1. Nährsalze im Porenwasser unterschiedlicher Sedimente	53
3.4.2. Nährsalze im Porenwasser durch Scherbretter gestörter Sedimente	60
3.4.3. Nährsalzfreisetzung durch Aufwirbeln des Oberflächensediments (Glockenexperimente)	62
3.4.3.1. Vergleich der Nährsalzfreisetzung durch Aufrühren des Sediments mit dem Nährsalzgehalt des Porenwassers	68

3.4.4. Nährsalzflüsse	72
3.4.4.1. Meßergebnisse	72
3.4.4.2. Rechenmodelle	73
3.4.4.2.1. Modellierung von Porenwasserprofilen und berechnete Nährsalzflüsse ungestörter Sedimentkerne	74
3.4.4.2.2. Berechnete Nährsalzflüsse aus durch Scherbretter gestörten Sedimentkernen (Rumpfkern)	76
3.4.4.3. Vergleich gemessener mit berechneten Flüssen	77
3.5. Makrozoobenthos	78
3.5.1. Auswirkung in den Scherbrettspuren (kleinräumig)	78
3.5.2. Vergleich befischter und unbefischter Areale (großräumig)	88
3.5.3. Langfristige Benthosdaten aus der Hohwachter Bucht	101
3.5.4. Beschädigung an Tieren	102
4. Diskussion	106
4.1. Fischereiaufwand / Sedimentbewegung	106
4.2. Nährsalze	114
4.2.1. Nährsalze und ihre Beziehung zum Sediment im Allgemeinen	114
4.2.2. Porenwasseruntersuchungen	116
4.2.2.1. Anorganische, gelöste Stickstoffkomponenten	117
4.2.2.2. Phosphat	120
4.2.2.3. Silikat	121
4.2.3. Resuspension	122
4.2.4. Nährsalzflüsse aus dem Sediment	125
4.2.4.1. Messungen und Berechnungen an Kontroll- und Rumpfkernen	125
4.2.4.2. Molekulare Nährsalzflüsse aus ungestörten Sedimenten (sandiger Schlick und schlickiger Sand), ermittelt durch Porenwasserprofile	128
4.2.5. Bilanzierungen der Nährsalzfreisetzung durch Grund- schleppnetzfisherei	131
4.2.5.1. Freisetzung von Schwefelwasserstoff	134
4.2.6. Der Beitrag der Grundschleppnetzfisherei zur Nährsalz- und Sauerstoffbilanz der Kieler Bucht	134
4.3. Benthos	138
4.3.1. Die Bodentiergemeinschaften im Untersuchungsgebiet	138
4.3.2. Auswirkungen der Fischerei und anderer mechanischer Störungen auf das Benthos / Stand der Forschung	139
4.3.3. Auswirkungen der Scherbretter auf das Benthos	141
4.3.3.1. Auswirkungen der Scherbretter auf das Benthos in verschiedenen Sedimenttiefen	142
4.3.3.1.1. Epibenthos	142
4.3.3.1.2. Endobenthos	143
4.3.3.2. Beschädigung von Benthosorganismen durch Scherbretter	144
4.3.3.3. Auswirkungen der Fischerei auf <i>Arctica islandica</i>	144
4.3.3.4. Weitere Auswirkungen der Scherbretter für das Benthos	145
4.3.4. Die Reaktionen des Benthos auf Grundschleppnetzfisherei in der Kieler Bucht	146
4.3.5. Eine vorsichtige Ausdehnung der Befunde auf andere Biotope und Schlußfolgerung	149

5. Literatur

1. Einleitung

1.1. Überblick

Seit langer Zeit werden zerstörerische Auswirkungen anthropogener mechanischer Aktivitäten am Lebensraum Meeresboden befürchtet. Es waren vor allem Fischer, die sich schon früh um die Auswirkungen der Grundschleppnetzfisherei auf Jungfische und benthische Fischnährtiere Sorgen machten. So gab es bereits im Jahre 1376 eine Eingabe an den König von England "That the great and long iron of the wondyrchoun runs so heavily and hardly over the ground when fishing that it destroys the flowers of the land below water there" (aus GRAHAM 1955). Ähnliche Anfragen gab es unter anderem auch von holländischen Fischern in den Jahren 1583 und 1786. Aus England sind aus dem Jahr 1863 ebenfalls Klagen über die Folgen der Grundschleppnetzfisherei bekannt (aus DE GROOT 1984).

Wiederholt ist in der Folgezeit diesen Fragen nachgegangen worden. Erwähnt seien hier neben GRAHAM (1955) ARNTZ & WEBER (1970) sowie die vom ICES koordinierte Untersuchung in den Jahren 1970 bis 1973 (siehe DE GROOT 1984 und Literatur darin). Aus dem periodisch auftauchenden Interesse an der Frage nach den Folgen mechanischer Beeinträchtigung des Meeresbodens kann abgelesen werden, daß die Ergebnisse selten einen definitiven Charakter hatten. Es fehlte an Untersuchungen mit verschiedenskaligen Methoden, die ein über Einzeluntersuchungen hinausgehendes Bild der mechanischen Störung des Meeresbodens durch bodenberührende Fischerei zuließen.

Die meisten Untersuchungen über die Auswirkungen mechanischer Störungen des Meeresbodens wurden in der Nordsee und in den Küstengewässern Nord-Amerikas durchgeführt. Eine Literaturübersicht gibt MORTON (1976). Aus dem Bereich der Ostsee liegen nur spärliche Untersuchungen vor (ARNTZ & WEBER 1970, BONSDORFF 1980).

Zu den seit langer Zeit erfolgenden Beeinträchtigungen des Benthos durch Grundschleppnetzfisherei, die in jüngerer Zeit durch erhöhte Schleppgeschwindigkeiten und größere Motorleistungen der Kutter noch verstärkt wurden (RAUCK 1985, 1988), kommen in heutiger Zeit weitere Belastungen durch unterseeische Konstruktionen (Pipelines, Ölbohrinseln und dergl.), Meeresbergbau und Sand- oder Kiesentnahme bzw. Verklappung hinzu. Besonders die Sand- bzw. Kiesentnahme stellt eine sehr große Störung des Lebensraumes Meeresboden dar.

In der vorliegenden Arbeit sollen Untersuchungsergebnisse zu entscheidenden Parametern der mechanischen Störung durch Grundschleppnetzfisherei dargestellt werden. Folgende thematische Schwerpunkte wurden mit den entsprechenden Verfahren bearbeitet:

1) Kartierung und Dokumentation der Auswirkungen von Grundschleppnetzen auf den Meeresboden

durch:

- Flächensonographie
- Unterwasser-Video
- Sediment-Schnittbild-Photographie

2) Ermittlung der Auswirkungen der Grundschleppnetzfisherei auf die Freisetzung von Nährsalzen durch Aufwirbeln und molekulare Diffusionsflüsse

durch:

- Bestimmung von Nährsalz-Konzentrationsgradienten im Porenwasser
- Untersuchungen zur Freisetzung von Nährsalzen durch Resuspension des Sediments (in situ-Experimente, Labor-experimente)
- Messung und Berechnung von Nährsalzflüssen in die Wassersäule aus natürlichen und gestörten Sedimenten

3) Abschätzung des Einflusses der Grundschieppnetzfisherei auf die Makrofauna

durch:

- Untersuchungen an selbsterstellten Scherbrettspuren
- Vergleich befischter und unbefischter Gebiete
- Experimente zur Beschädigung von Organismen durch Scherbretter

1.2. Das Problem - Methode der Grundschieppnetzfisherei - und Arbeitshypothesen

Grundschieppnetze werden zum Fang demersaler Fische eingesetzt. Sie werden entweder von zwei Schiffen (Tuckzeese, spanisches Trawl, Gespannfischerei) oder von einem Schiff (Scherzeese, Otter-Trawl) geschleppt. Beide Arten der Fischerei werden in der Kieler Bucht, dem Untersuchungsgebiet eingesetzt, es überwiegt die Scherzeese. Während bei der Tuckzeese das Netz durch die Lateralzugkräfte der beiden parallel laufenden Kutter offengehalten wird, geschieht dies bei der Scherzeese durch die Zugkräfte der Scherbretter, die im Winkel (30° bis 45°) zur Schlepprichtung stehen. Abbildung 1 zeigt ein typisches Scherbrettnetz mit seinen wichtigsten Bestandteilen.

Die Scherbretter dienen nicht allein dem Offenhalten des Netzes, sondern auch zur Herstellung einer Sand- oder Schlickwolke entlang den Jagern, welche von Fischen nur selten durchschwommen wird und somit durch Zusammentreiben der Fische in Richtung der Netzflügel zu einem effizienteren Fang führt (MAIN & SANGSTER 1981). Die Scherbretter bestehen gewöhnlich aus starken Holzbohlen mit Stahlverstärkung an der unteren Kante ("Sohle") oder gänzlich aus Stahl und zeichnen sich durch ein hohes Gewicht aus (in der Kieler Bucht ca. 100 - 300 kg). Der Einsatz dieser Scherbretter führt zu den charakteristischen Spuren am Meeresboden (Abb. 9-14), deren Auswirkungen hier behandelt werden sollen. Zum Teil geschieht dies durch mechanisches Verschieben

von Sediment durch die Scherbretter selbst. Bei diesem Vorgang sollten die von ARNTZ & WEBER (1970) beschriebenen Sedimentanhäufungen an den Innenkanten der Scherbrettspuren zu finden sein. Bedingt durch die Strömungsmechanik entstehen an den Scherbrettern hohe Strömungsgeschwindigkeiten, die nach MAIN & SANGSTER (1981) nach exponentiellem Abfall 1 m hinter der Innenkante des Scherbretts noch 40 bis 80 cm s⁻¹ betragen. Diese Strömungsgeschwindigkeiten reichen nach dem Hjulström-Diagramm aus, um Sedimente von Sand bis Ton zu erodieren.

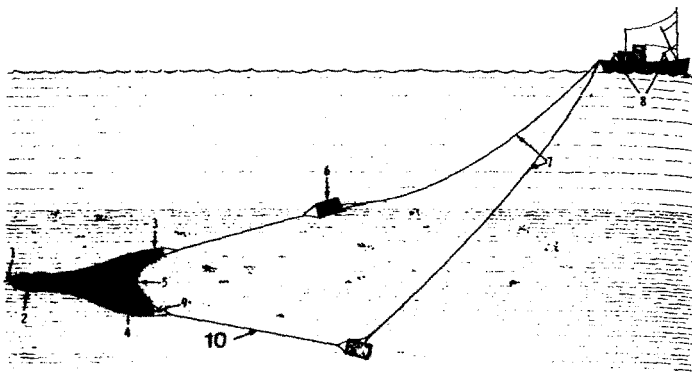


Abb. 1: Schematische Darstellung eines Scherbrettnetzes (otter trawl). 1) Codleine, 2) Steert, 3) Netzflügel, 4) Grundtau (mit Kugeln oder Rollern), 5) Kopfseil (mit Schwimmern), 6) Scherbretter, 7) Kurrleinen, 8) Galgen, 9) Knüppel, 10) Jager (verändert nach TAIT, 1981). Mit freundlicher Genehmigung des Georg Thieme Verlags, Stuttgart.

Ich gehe davon aus, daß im Bereich gröberer Sedimente, die im Untersuchungsgebiet in geringeren Wassertiefen vorkommen, das Sediment durch Scherbretter vorwiegend verschoben wird, in feinkörnigeren Bereichen die überwiegende Sedimentmenge hingegen resuspendiert wird und erst nach etwas längerer Zeit wieder sedimentiert.

2. Material und Methoden

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Untersucht wurde das Gebiet der Kieler Bucht, ein Meeresgebiet zwischen 54° und 55° Nord und zwischen 9° und 11° Ost. Die Kieler Bucht liegt in der westlichen Ostsee, in einem Bereich, der früher als "Beltsee" bezeichnet wurde. Die Kieler Bucht ist ein heterogenes Meeresgebiet, durchzogen von Rinnensystemen, die für die hydrographischen Besonderheiten eine entscheidende Rolle spielen. Der Begriff "Kieler Bucht" hat im Laufe der Zeit verschiedene Bedeutungen und Inhalte gehabt, für die vorliegende Untersuchung wird die Definition der Kieler Bucht verwandt, welche von BABENERD & GERLACH (1987) erarbeitet wurde und die im folgenden kurz dargestellt wird.

Die Kieler Bucht wird im Süden und Westen von der Ostküste Schleswig-Holsteins begrenzt bis hinauf nach Falshöft am südlichen Eingang der Flensburger Förde. Von Falshöft wird die Grenze nach Vejsnaes Nakke auf der dänischen Insel Aeroe gezogen; sie grenzt damit den Kleinen Belt im Norden ab. Die Grenze der Kieler Bucht folgt der Küstenlinie von Aeroe nach Osten bis zur südöstlich von Marstal gelegenen kleinen Halbinsel. Von dort wird die Grenze gezogen bis zur westlichen Spitze von Langeland bei Ristinge Hale. Sie folgt nun dem Küstenverlauf von Langeland nach Südsüdwest bis zur Südspitze der Insel bei Dovns Klint und weiter nach Süden bis $54^{\circ}39'N$, $10^{\circ}41.5'E$, dem Süden von Gulstav Flak. Von dort wird sie in südöstlicher Richtung bis zur Nordspitze der Insel Fehmarn gezogen, trennt also die Systeme "Großer Belt" und "Fehmarnbelt" ab. Die Grenze der Kieler Bucht folgt nun in südlicher Richtung dem Küstenverlauf von Fehmarn. Den Abschluß bildet im Südosten die Fehmarnsund-Brücke, die die Insel Fehmarn mit dem Schleswig-Holsteinischen Festland verbindet. Nicht eingeschlossen in dieses Gebiet sind die von der Küstenlinie abgeschlossenen Brackwasserseen, der sehr flache Fjord Schlei und der Kieler Hafen südlich des Friedrichsorter Leuchtturms.

Die Gesamtfläche der so definierten Kieler Bucht beträgt 2571 km^2 .

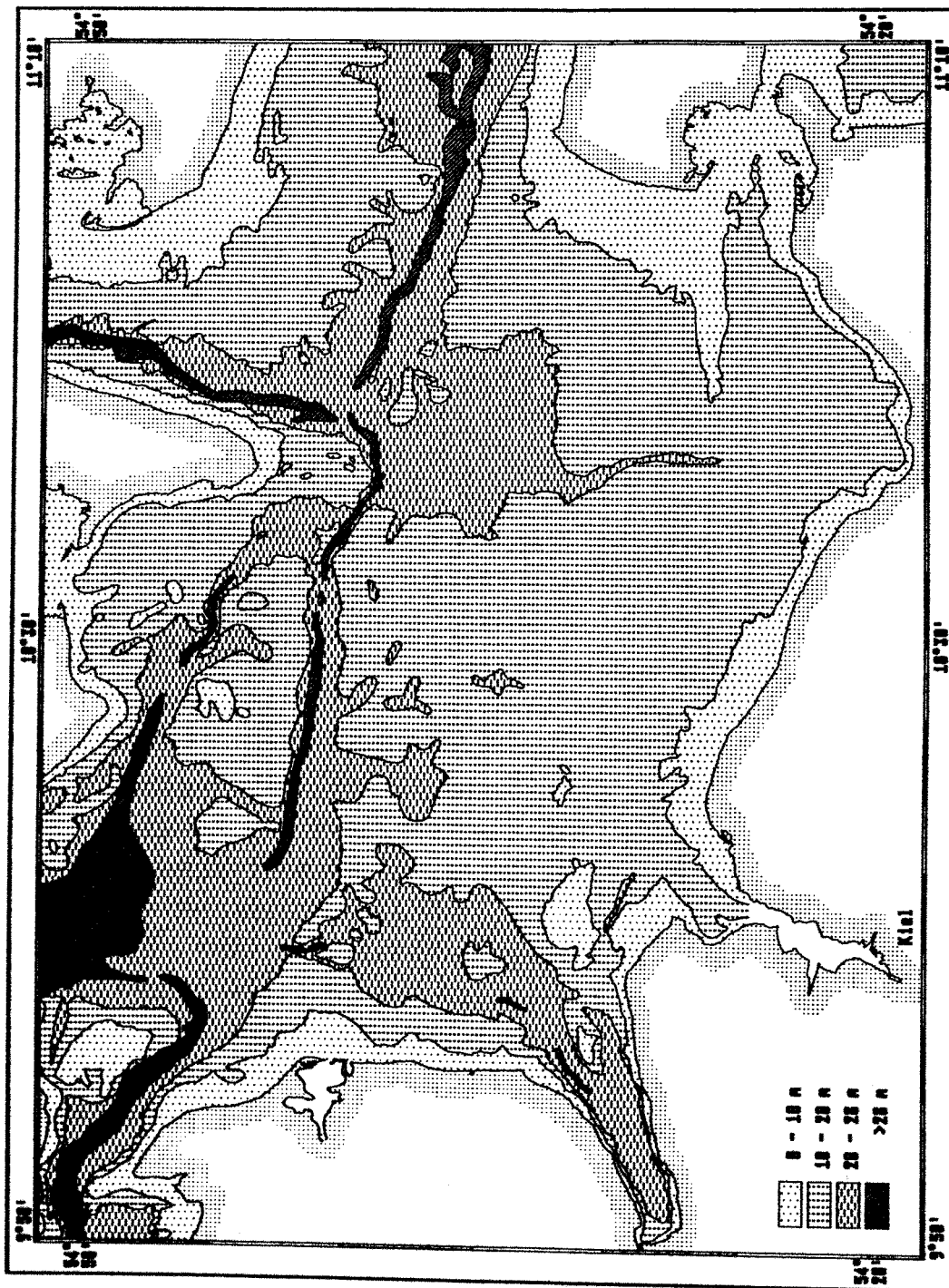


Abb. 2: Wassertiefenverteilung der Kieler Bucht (nach BABENERD und GERLACH 1987)

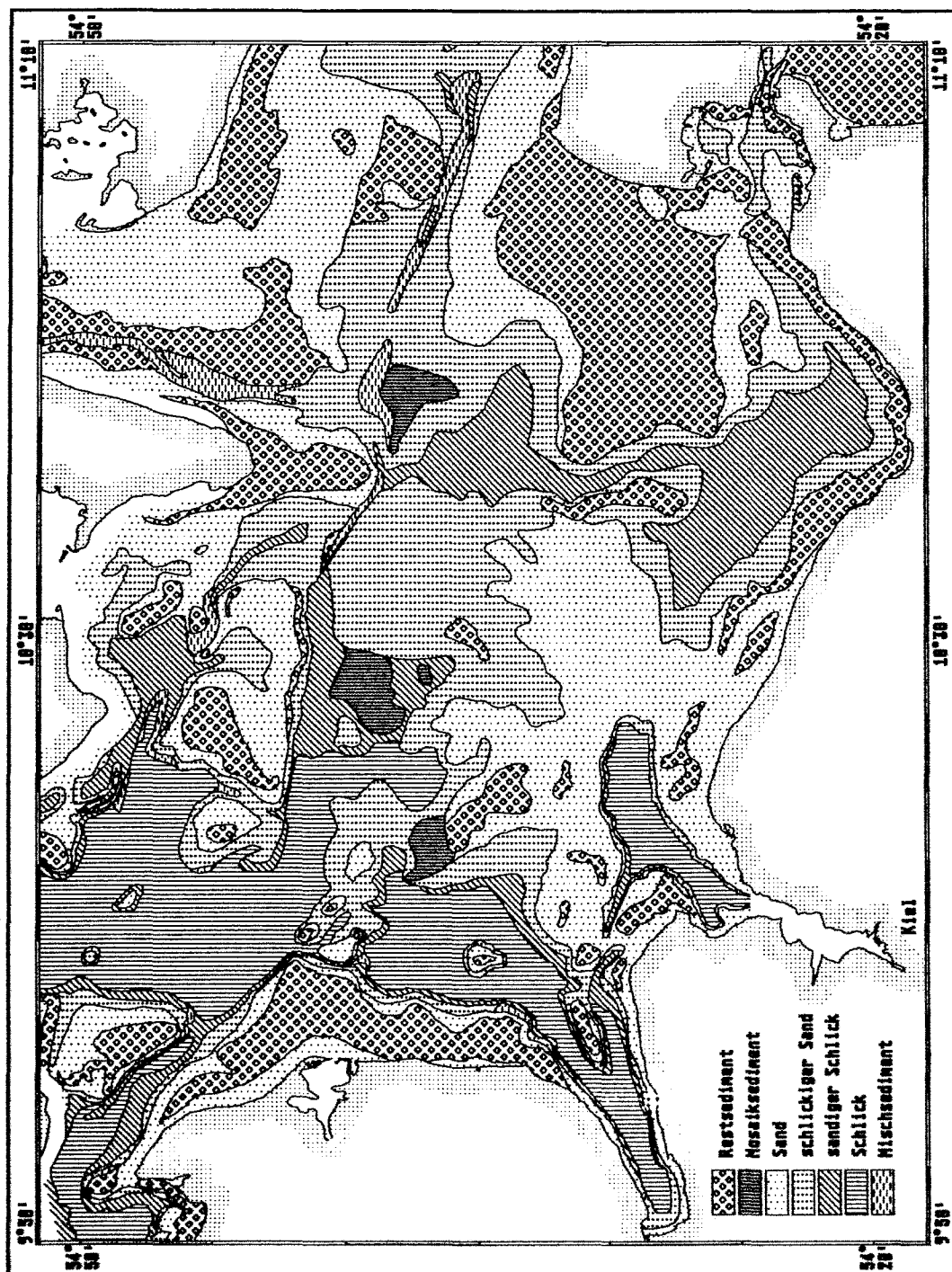


Abb. 3: Sedimentverteilung der Kieler Bucht (nach BABENERD und GERLACH 1987)

Tiefenstruktur:

Die mittlere Tiefe der Kieler Bucht ist 16.3 m, die flächenmäßig meistvertretene Tiefenstufe ist 19 bis 20 m.

16% der Kieler Bucht haben eine Tiefe von 0-10 m, 58% von 10-20 m, 25.6% 20-30 m, 0.4% von mehr als 30 m. In Abbildung 2 ist die Verteilung der Wassertiefe im Untersuchungsgebiet dargestellt.

Sedimentstruktur:

Das Gebiet der Kieler Bucht ist, abhängig von Wassertiefe und Geschwindigkeit bodennaher Strömungen, von verschiedenen Sedimenten bedeckt. Da die Sedimenttypen sowohl für die Besiedlung durch Makrofauna-Organismen als auch für die Nährsalzchemie des Porenwassers eine entscheidende Rolle spielen, werden sie an dieser Stelle eingehender beschrieben. Zugrunde liegen dieser Darstellung die Untersuchungen von NEWTON & WERNER, die in SEIBOLD et al. (1971) veröffentlicht wurden, sowie die Überarbeitung von BABENERD & GERLACH (1987).

Die flachsten Gebiete der Kieler Bucht (bis 10 m) werden vorwiegend von Sand bzw. Restsediment bedeckt. Restsediment tritt in Erosionsgebieten an die Sedimentoberfläche, Sand findet sich in Ablagerungsgebieten mit schnellen durchschnittlichen Bodenströmungen, die feineres Material nicht zur Sedimentation kommen lassen. Mit zunehmender Wassertiefe nimmt der Anteil feineren Materials zu, von 14 bis 22 m stellt schlickiger Sand den größten Teil des Oberflächensediments. Sandiger Schlick tritt unterhalb von 16 m Wassertiefe auf, unterhalb von 22 m ist Schlick das überwiegende Oberflächensediment. Diese grobe Einteilung gilt für die Gesamtfläche der Kieler Bucht. Abhängig von lokalen topographischen und hydrographischen Bedingungen können die verschiedenen Typen von Oberflächensedimenten auch in anderen Wassertiefen auftreten. Interessant ist, daß die Schlickgebiete mit ihrem hohen organischen Gehalt im Sediment im großen und ganzen mit den Gebieten intensiver Schleppnetzfisherei, aber auch mit den für Sauerstoffmangel besonders anfälligen Gebieten zusammenfallen (s. WEIGELT 1987).

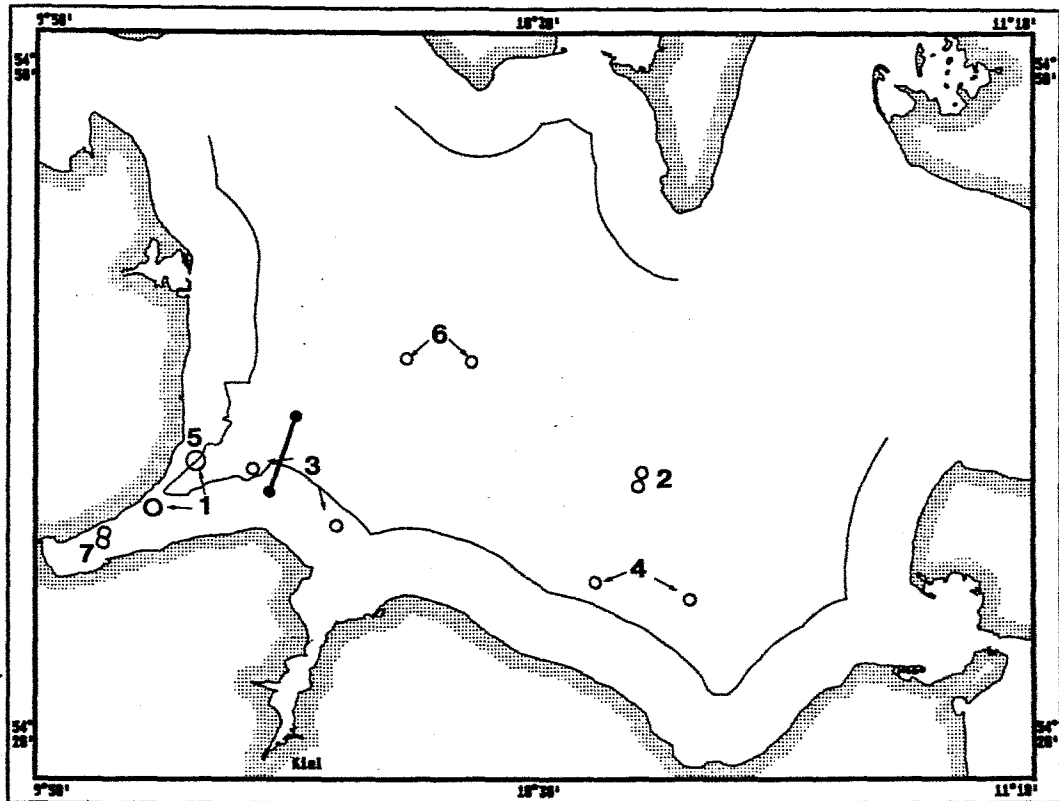


Abb. 4: Kieler Bucht. Fischereigrenzen, Lage der Untersuchungsstationen: 1) Eckernförder Bucht N; 2) Süderfahrt; 3) Stollergrundrinne; 4) Hohwachter Bucht; 5) Boknis Eck (entspricht dem befischten Teil von 1); 6) Dorschmulde; 7) Innere Eckernförder Bucht; —●— = Dredgestrecke

Fischereizonen:

"In den Küstengewässern der Ostsee ist die Fischerei mit Schleppnetzen und Snurrewaden innerhalb einer Zone, deren seewärtige Begrenzung in 3 Seemeilen Abstand von der Küste verläuft, verboten" (§ 16(2) Fischereirecht Schleswig-Holstein, zitiert nach HOFFMEISTER, 1983). Von diesem Verbot ist im Untersuchungsgebiet ausgenommen:

"Die Eckernförder Bucht innerhalb der Linie Leuchtfeuer Bülk - Sperrgebietstonne 4 ($54^{\circ}35'57''N$; $10^{\circ}06'54''E$) mit der Maßgabe, daß die Schleppnetzfisherei von See aus in Tiefen über 20 m bis zur Linie Leuchtfeuer Bülk / Tonne Stollergrund-West / schwarz-gelb-schwarze Tonne Mittelgrund-Ost / schwarz-gelb-schwarze Tonne

Mittelgrund-West / gelbe Meilentonne 3 / Meilenbaken erlaubt ist. Als Tiefenabgrenzung gilt die 20-m-Tiefenlinie der jeweils neuesten Seekartenausgabe" (§ 16(2) Fischereirecht Schleswig-Holstein, zitiert nach HOFFMEISTER, 1983). Das so definierte Gebiet (Abb. 4) hat eine Fläche von 1641 km².

Die Stationen:

Ein Schwergewicht der Untersuchung lag im Vergleich von stark befischten mit möglichst unbefischten Arealen. Aufgrund der Tatsache, daß das fischereilich genutzte Gebiet weitgehend mit den tieferen Teilen der Kieler Bucht kongruent ist, war das Hauptproblem, für diesen Bereich ungestörte Vergleichsareale zu finden. Hierfür wurden drei Stationspaare (s. Abb. 4) ermittelt, die im folgenden beschrieben werden.

1. Eckernförder Bucht N

Das Gebiet am nördlichen Ausgang der Eckernförder Bucht, dieseits und jenseits der Fischereigrenze, im folgenden als "Eckernförder Bucht N" bezeichnet. Die fischereilich genutzte nördliche Seite am Ausgang der Eckernförder Bucht liegt in unmittelbarer Nachbarschaft zum vieluntersuchten Forschungsgebiet "Hausgarten" bei Boknis Eck. Von dort liegen umfangreiche Daten über Sedimentologie, Hydrographie und Biologie vor (u.a. RUMOHR 1979, SMETACEK et al. 1976, WEFER & TAUCHGRUPPE 1974). Dieses Gebiet bot durch seine Hanglage die Möglichkeit, mit möglichst geringem Aufwand an Schiffszeit Proben aus verschiedenen Wassertiefen und Sedimenttypen zu nehmen.

2. Süderfahrt

Ein lokal begrenztes Wrackgebiet im östlichen Bereich der Kieler Bucht ("Millionenviertel", "Süderfahrt"), als ungestörtes Vergleichsgebiet zu dem benachbarten, intensiv fischereilich genutzten Gebiet. Das Stationspaar wird im folgenden als "Süderfahrt" bezeichnet. Die Wassertiefe beider Stationen beträgt 17 m, das Sediment ist Sand.

Das von Fischern gemiedene Gebiet wurde aus Karten des Fischers Klaus MAATH (Laboe) rekonstruiert, dem ich an dieser Stelle für

diese Information herzlich danke. Seine Angaben wurden später, soweit dies technisch möglich war, durch Side-scan Sonar und Unterwasser-Video-Untersuchungen bestätigt.

3. Stollergrundrinne

Das Stationspaar Stollergrundrinne / SW Stollergrund, im folgenden "Stollergrundrinne" genannt.

Durch die Side-scan Sonar-Untersuchungen (Kap. 2.2.1. und 3.2.) wurde festgestellt, daß die Stollergrundrinne keine Spuren von Schleppnetzen aufweist. Die Station SW Stollergrund wurde wegen der gleichen Wassertiefe (22.5 m) und des gleichen Sedimenttyps (Schlick) zum Vergleich herangezogen, da hier intensive Schleppnetzfisherei getrieben wird.

Im Bereich des Stollergrundes fand am 6.7.89 das Experiment zur Beschädigung benthischer Organismen statt, welches in Kap. 2.4.6. beschrieben wird.

4. Hohwachter Bucht

Ein weiteres Stationspaar konnte durch die Untersuchung des Meeresbodens mit Side-scan Sonar zum Vergleich herangezogen werden. Obwohl beide Stationen in dem Bereich liegen, der zur Fischerei freigegeben ist, weist die westliche Station fast keine Scherbrettspuren auf (Kap. 3.2.). Beide Stationen liegen in 19 bis 20 m Wassertiefe, das Sediment ist sandiger Schlick.

Ein weiteres Anliegen war es, Porenwasseruntersuchungen von verschiedenen Sedimenttypen, die für die Befischung mit Grundschleppnetzgerät relevant sind, sowie in situ-Experimente zur Erfassung der Nährsalzfreisetzung, durchzuführen.

5. Boknis Eck

Hauptprobennahmegebiet für Porenwasseruntersuchungen war der unter 1) (Eckernförder Bucht N) dargestellte Hang bei Boknis Eck, der auf engem Raum fast alle relevanten Sedimenttypen aufweist. Diese Stationen werden im folgenden als "Boknis Eck", bezeichnet, ergänzt durch die jeweiligen Angaben der Wassertiefe. An dieser Station fanden auch alle Experimente mit Unterwasserglocken,

sowie die Erstellung und nachfolgende Beprobung von Scherbreit-spuren zur Untersuchung der Makrofauna statt.

6. Dorschmulde

Vergleichsdaten für Porenwasseruntersuchungen wurden in 17 und 21.5 m Wassertiefe in der "Dorschmulde" erhoben. Das Sediment in 17 m ist schlickiger Sand, in 21.5 m sandiger Schlick.

7. Innere Eckernförder Bucht

In Zusammenarbeit mit Mitarbeitern des geologisch-paläontologischen Instituts der Universität Kiel wurde an der Station "Innere Eckernförder Bucht" ein Experiment über Veränderungen der Porenwassergradienten sowie Ausmaß und Verdriftung von Suspensionswolken nach Störung des Sediments durch Grundschlepp-netzfischerei im Schlick in einer Wassertiefe von 24 m durchgeführt.

Auf allen beprobten Stationen wurde Unterwasser-Video eingesetzt. Die Positionen aller beprobten Stationen gehen aus Abb. 4 hervor.

2.2. Bildgebende Verfahren

In vorliegender Arbeit soll die Wirkung mechanischer Störungen auf den Meeresboden aufgeklärt und zugleich auch das Ausmaß dieser Eingriffe für das gesamte Untersuchungsgebiet, die Kieler Bucht, abgeschätzt werden. Durch die Kombination dieser beiden Ansätze werden Bilanzierungen der Nährsalzfreisetzung aus dem Sediment und Abschätzungen der Bedeutung mechanischer Störungen für die benthische Makrofauna ermöglicht.

Mit den drei bildgebenden Verfahren, Side-scan Sonar (Flächensonographie), Unterwasser-Video und Sediment-Profilkamera (REMOTS) wird gleichsam ein methodischer Zoom zur Annäherung an den Untersuchungsgegenstand erreicht (RUMOHR 1986).

Tab. 1: Einsatzbereiche unterschiedlicher Abbildungsverfahren

Methode	Auflösung	Bereich	Anwendung
Side-scan Sonar	0.15 m	50-100 m	Kartierung (groß-räumig)
Unterwasser-Video	0.01 m	1- 10 m	Kartierung (klein-räumig), Vermessung
Sedimentprofil-kamera (REMOTS)	0.001 m	0.05-0.2 m	Details (Sediment, Wasser/Sediment-Grenze)

2.2.1. Kartierung der Scherbrettspuren durch Side-scan Sonar (Flächensonographie)

Aus vorangegangenen Untersuchungen mit Unterwasser-Video konnte die Größenordnung der Breite von Scherbrettspuren mit 0.2 bis 2 m bestimmt werden, die Eindringtiefe mit bis zu 0.3 m. Zur Kartierung von Einzelstrukturen in dieser Größenordnung für

möglichst das gesamte Untersuchungsgebiet mußte eine Methode verwandt werden, die die notwendigen Datenmengen bei ausreichender Auflösung liefert. Die geeignete Methode zur Kartierung der Scherbreitenspuren am Meeresboden wurde in dem Side-scan Sonar-System gefunden. Im Gegensatz zu herkömmlichen Sonarsystemen (Echolot) ist Side-scan Sonar in der Lage, durch Serien lateraler Echolotungen ein zweidimensionales Bild des Meeresbodens zu erstellen.

Side-scan Sonar-Systeme bestehen aus einem hinter dem Forschungsschiff geschleppten "Fisch" (towfish), welcher akustische Signale emittiert und deren Reflektion empfängt, sowie einem Steuergerät und einem Drucker. Das Auflösungsvermögen von Side-scan Sonar ist unter anderem abhängig von der Frequenz des akustischen Signals, dem Winkel des Signals zum Meeresboden, der Reflektivität der Strukturen am Meeresboden, der Entfernung der zu untersuchenden Struktur vom towfish und in hohem Maße von den herrschenden Wetterbedingungen. Unter guten Bedingungen läßt sich mit dem verwendeten Gerät bei einer Frequenz von 500 kHz im vorgestellten Untersuchungsgebiet eine Auflösung von ca 15 cm erzielen. Die verschiedenen Side-Scan Sonar-Systeme und ihre Konfigurationen sind unter anderen bei FLEMMING (1976) und STEFANON (1985) vorgestellt. Die Untersuchungen und Auswertungen der Kartierung von Scherbreitenspuren wurden in Zusammenarbeit mit dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Kiel durchgeführt und publiziert (KROST et al., 1990).

Es konnte auf ein umfangreiches Datenmaterial des geologischen Instituts der Universität Kiel (Dr. F. WERNER) zurückgegriffen werden, welches mit unterschiedlichen Geräten in den Jahren 1971 bis 1988 erstellt worden war. Die Hauptdatenmenge wurde in den Jahren 1978 bis 1988 mit einem 500 kHz Gerät (KLEIN "Hydroscan") erstellt, zusätzlich wurden Aufnahmen mit einem 100 kHz System (EG&G, Mark I, Dual Channel System), welches seit 1971 in Gebrauch ist, mitverwandt. Seit 1986 kam außerdem ein Zwei-Frequenz-System (100/500 kHz, EG&G) zum Einsatz.

2.2.2. Unterwasser-Video

Für den Einsatz von Unterwasser-Video-Systemen konnte auf umfangreiche Vorarbeiten von Dr. H. RUMOHR zurückgegriffen werden. Sie wurden für zwei unterschiedliche Zwecke eingesetzt:

1. Zur optischen Kontrolle von Probennahmegeräten unter Wasser, insbesondere für exakte Probennahmen und Sedimentprofil-Photographien aus Scherbrettspuren (Kap. 2.2.3. und 2.3.1.).
2. Zur Darstellung des Vorhandenseins oder Fehlens von Scherbrettspuren an Probenahmestationen sowie zur Dokumentation der fischereiinduzierten Spuren am Meeresboden und zur Vermessung der Breite und Tiefe dieser Spuren auf verschiedenen Sedimenttypen.

Das am häufigsten eingesetzte Videosystem war eine "silicon-intensified-target (SIT) low light level" Kamera (OSPREY, Aberdeen), die eine Lichtempfindlichkeit von $5 \cdot 10^{-4}$ lux hat. In Ausnahmefällen (an sehr dunklen Tagen und bei starker Wassertrübung) wurde mit einer 300 Watt Unterwasserlampe zusätzlich beleuchtet, gewöhnlich war die Lichtempfindlichkeit dieser Kamera bis in die erforderlichen Wassertiefen (≤ 30 m) ausreichend. Dadurch wurden Reflektionsprobleme durch Plankton oder andere Partikel vermieden. Das Weitwinkelobjektiv dieser Kamera hat einen fix-focus und einen Schärfebereich von 12 cm bis unendlich.

Die Kamera wurde in einem Rahmen installiert und vom Schiff gefiert. Wird der Kamerarahmen auf dem Meeresboden abgesetzt, beträgt der Abstand von Kameraobjektiv zum Meeresboden bei einem Neigungswinkel von 45° ca 30 cm, eine Fläche von etwas mehr als 1 m² wird dann abgebildet. Zusätzlich läßt sich das Kameragestell mit einem Tiefenmesser, einer Lampe und einem Schwenk- und Neigekopf ausrüsten. Der Abstand des Kameragestells zum Meeresboden wurde durch eine Leine von einem Meter Länge mit einem hellen Voreilgewicht am Ende angezeigt.

An Bord wurde das Videosignal der Kamera auf dem Monitor des Steuergerätes (OSPREY; Cyclops) dargestellt und auf einem Video-Recorder (SONY; U-Matic) aufgezeichnet. Ein zweiter Monitor wurde auf der Schiffsbrücke installiert, um direktes Navigieren nach

den Gegebenheiten des Meeresbodens zu ermöglichen.

Für spezielle Einsätze wurden andere Kameras verwandt. Eine "charged-coupled-device" (CCD) Kamera, die durch die Verwendung eines Chips an Stelle einer Bildröhre besonders stoßunempfindlich ist, wurde zur Kontrolle des REINECK-Greifers (Kap. 2.3.1., siehe BERNHARD 1989) und des OLAUSSEN-Greifers (Kap. 2.4.1.) verwandt. Diese Kamera erlaubt überdies Nahaufnahmen bis fast an die Objektivebene heran.

2.2.3. Sedimentprofil-Photographie

Die Sedimentprofilkamera REMOTS™ (Remote Ecological Monitoring Of The Seafloor) nach D. RHOADS (u.a. RHOADS & GERMANO 1982, 1986) arbeitet nach dem Prinzip eines sich in das Sediment bohrenden umgekehrten Periskops (Abb. 5). Das System liefert Kleinbild-Photographien von vertikalen Sedimentschnitten bis zu ca. 20 cm Tiefe. Für die hier dargestellten Untersuchungen wurde die Sedimentprofilkamera zusätzlich mit einer Videokamera ausgerüstet, um Aufnahmen aus Scherbrettspuren zu ermöglichen.

Der wissenschaftliche Gewinn dieser Methode für die Darstellung von Auswirkungen der Grundschleppnetzfisherei auf das Sediment stellte sich wegen des hohen zeitlichen Aufwandes, bedingt durch Einarbeitungszeit und technische Ausfälle des Systems, als begrenzt heraus.

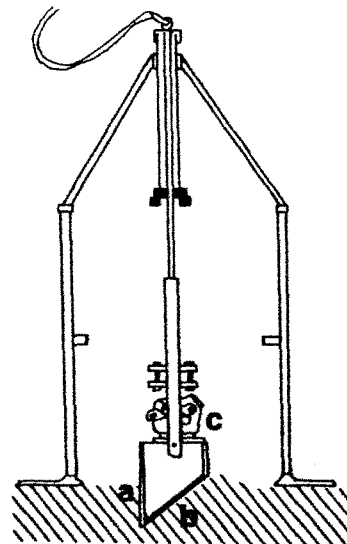


Abb. 5: Funktionsskizze der Sedimentprofil-Kamera
(aus RHOADS & GERMANO, 1982)

a) Bildebene; b) Umlenkspiegel; c) Kamera

2.3. Nährsalze

2.3.1. Porenwasseruntersuchungen

Zur Gewinnung von Sedimentkernen wurde ein Reineck-Kastengreifer eingesetzt, von dem durch Stechrohre (Durchmesser 10 cm) Unterproben genommen wurden.

Zur gezielten Probennahme aus Scherbrettspuren wurde der Reineck-Kastengreifer mit einer Unterwasser-Videokamera (Typ CCD, Kap. 2.2.2.) ausgerüstet. Der Greifer wurde vom Schiff dicht über dem Grund geschleppt und bei Erkennen einer Spur abgesetzt. Dieses Verfahren wurde in Zusammenarbeit mit dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Kiel (BERNHARD 1989) eingesetzt.

Tab. 2: Daten zu den Porenwasseruntersuchungen

Station	Tiefe	Sediment	Datum	Anzahl d. Untersuchungen	Bemerkungen
Boknis	21 m	Sand	19.1.89	1	siehe Glocke
Eck	25 m	Schlick	3.11.88	1	
	25 m	sandiger Schlick	19.1.89	1	siehe Glocke
	28 m	Schlick	13.9.88	2	
	28 m	Schlick	24.10.88	1	
	28.5 m	Schlick	2.2.89	1	siehe Fluß, Glocke
innere	24 m	Schlick	23.11.88	2	vor Spur
Eckern-	24 m	Schlick	24.11.88	3	aus Spur
förder	24 m	Schlick	25.11.88	1	aus Spur
Bucht	24 m	Schlick	25.11.88	1	neben Spur
Dorsch-	19 m	Feinsand	17.1.89	2	
mulde	21.3 m	Schlick	17.1.89	1	

Es wurde darauf geachtet, daß bei der Entnahme das Sediment in den Stechkästen mit einer Wasserlage bedeckt war. Trockengefallene Kästen sowie solche, die eine gestörte Sedimentoberfläche aufwiesen, wurden verworfen. Aus Reineck-Kastengreifern lassen sich Sedimentproben nur bis etwa 20 cm Tiefe gewinnen, da durch das überstehende Wasser und durch die Prozedur des Hineindrückens etc. Sedimenthöhe verlorengeht.

Die Sedimentkerne wurden nach der Entnahme so rasch wie möglich bearbeitet. Das Sediment wurde durch einen Stempel von unten nach oben aus dem Stechrohr herausgedrückt und in definierte Scheiben geschnitten. Die so gewonnenen Sedimentscheiben wurden in den meisten Untersuchungen zentrifugiert und das überstehende Wasser nach erneuter Zentrifugation analysiert.

Zur Kontrolle wurden einige Sedimentkerne in einem Handschuhkasten unter Stickstoffatmosphäre aufgearbeitet. Bei diesen wurde das Porenwasser der Sedimentscheiben durch eine Porenwasserpresse mit Nucleoporefiltern abgetrennt.

Um das Profil der Nährsalzkonzentrationen möglichst exakt darstellen zu können, wurde der obere Bereich des Sediments in dünnere Scheiben (0.5 cm), mit zunehmender Tiefe in dickere Scheiben (2-3 cm) zerteilt.

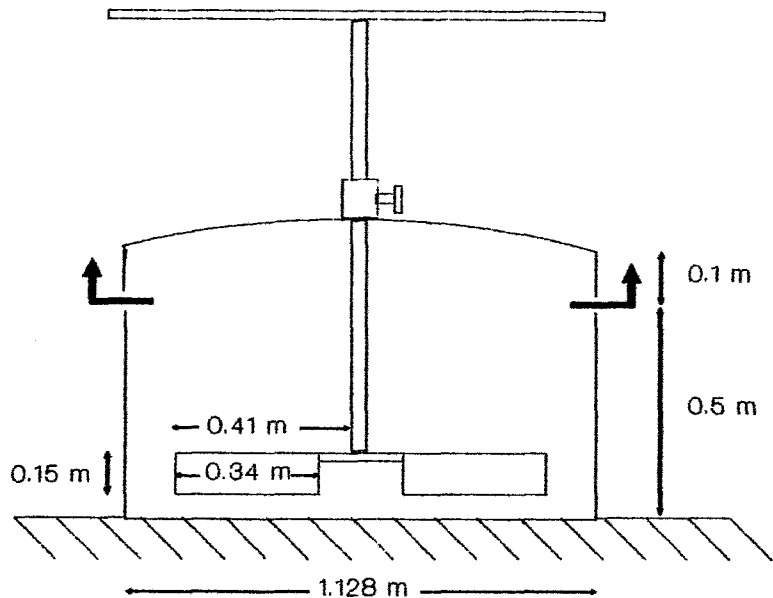
2.3.2. Nährsalzfreisetzung

Durch Fischereigerät freigesetzte Nährsalze lassen sich in situ kaum quantitativ erfassen. Nach der Freisetzung in das Wasser verdünnen sich die Nährsalze durch fischereigerät- und strömungsbedingte Turbulenzen in nicht kontrollierbarer Weise. Auf quantitative in-situ Untersuchungen mußte deshalb verzichtet werden, die Effekte wurden durch in-situ Glockenexperimenten und Laboruntersuchungen simuliert.

2.3.2.1. Glockenexperimente

Für die vermittelnde Größe zwischen Reagenzglas und Kieler Bucht wurden zwei Glocken aus PVC-Material konstruiert, in welchen sich Suspensionsexperimente durch Taucher durchführen ließen.

Abb. 6: Technische
Skizze der
Glocke.
Seiten-
ansicht



Die Glocken decken eine Grundfläche von 1 m^2 ab, von denen 0.5 m^2 durch den Rührer bewegt werden können. Sie sind 60 cm hoch und haben einen aus Stabilitätsgründen leicht konvex gewölbten Deckel. Die mechanischen Komponenten sind aus Nirosta-Stahl gebaut. Die Glocken wurden in Absprache mit V. MARTENS (Abt. Meeresbotanik, Institut für Meereskunde, Kiel) konstruiert und bei der Firma HOFFMANN in Kiel gebaut. Details der Glocken gehen aus der Abbildung 6 hervor.

Durch Betätigung des Rührers durch Taucher kann innerhalb der Glocke das Sediment in definierter Tiefe aufgewirbelt werden. Zur Berechnung der Freisetzungsraten von Nährsalzen muß die photometrisch ermittelte Konzentration mit dem Glockenvolumen verrechnet werden. Das Glockenvolumen unter Wasser ergibt sich aus

den Glockendaten abzüglich des Volumens, welches durch die Eindringtiefe der Glocke verlorengeht. Die Eindringtiefe wurde durch Taucherinspektionen ermittelt.

Bei der Probennahme wurde das Wasser aus den Glocken mittels Pumpen durch PVC-Schläuche an die Wasseroberfläche gefördert. Die Pumpen befanden sich kurz unter der Wasseroberfläche und wurden durch eine 12 V Autobatterie betrieben.

In den ersten 8 Experimenten wurden zu jedem Probentermin Proben aus der Glocke und Vergleichsproben aus dem umgebenden Wasser gezogen. Das Volumen des heraufführenden Schlauches wurde vor der Entnahme der Probe verworfen. Aus dem Umgebungsmedium führte ein ca. 2 m langer, offen endender Schlauch in die Glocke, sodaß Wasser entsprechend dem für die Probennahme entnommenen Wasservolumen in die Glocke nachströmen konnte. Die Vergleichsproben erlauben eine Abschätzung der unbeabsichtigten Nährsalzfreisetzung z.B. durch Taucheraktivitäten sowie eine Verrechnung der Verdünnung des Wassers in der Glocke durch nachströmendes Umgebungswasser, welches das für die Probe entnommene Wasser in der Glocke ersetzt. In späteren Experimenten wurde ein Umlaufsystem verwendet, bei welchem das Wasser kontinuierlich an die Wasseroberfläche und dann zurück in die Glocke gepumpt wurde. Der Vorteil des Umlaufsystems besteht zum einen in dem geringeren Bedarf an Probenwasser, da nicht mehr das gesamte Wasservolumen im Schlauch verworfen werden mußte, bis mit Sicherheit Wasser aus der Glocke selbst an die Probenentnahmestelle gelangte, welches der Analyse zugeführt wurde, zum anderen in der Herstellung einer gewissen Strömung und Homogenisierung des Wassers in der Glocke selbst.

Es wurden 10 Glockenexperimente durchgeführt. Alle Experimente fanden bei Boknis Eck in verschiedenen Tiefen statt.

Tab. 3: Daten zu den Glockenexperimenten (Station Boknis Eck)

Tiefe	Sediment	Dauer [h]	Resuspensions- tiefe	Datum	Anzahl d. Experimente
8.0 m	Sand	38.5	2.0 cm	2.9.-4.9.87	1
15.0 m	Sand	40.0	3.0 cm	31.8.-2.9.87	2
20.0 m	schlickiger Sand	3.75	9.0 cm	21.9.87	1
20.0 m	Feinsand	4.0	6.0 cm	19.1.88	2
21.0 m	schlickiger Sand	40.0	9.5 cm	2.9.-4.9.87	1
25.0 m	sandiger Schlick	4.5	10.0 cm	15.6.88	1
25.0 m	sandiger Schlick	4.25	10.5 cm	25.1.89	1
28.5 m	Schlick	7.0	12.0 cm	9.2.89	1

Unterwasser-Glockensysteme wurden unter anderen von BALZER (1978), SCHRAMM & MARTENS (1976) und SCHRAMM (1978) beschrieben. Der Einschluß von bodennahem Wasser und Sediment durch derartige Systeme bringt neben den Vorteilen, welche überwiegen, und somit zum Einsatz dieser Systeme führten, auch eine Reihe von Nachteilen und Verfälschungen der Ergebnisse mit sich: Weniger ins Gewicht scheint bei den vorliegenden, jeweils nur kurzfristigen Versuchen die Schaffung künstlicher Oberflächen (Glockenwand) zu fallen, die ein zusätzliches Substrat für Bakterien sind, welche ihrerseits durch Stoffwechselaktivitäten zur Veränderung der Konzentrationen an gelösten und ungelösten Stoffen im Lumen der Glocke führen können. Schwerwiegender dürfte für den Vergleich mit natürlichen Verhältnissen das für Systeme mit eingeschlossenen Wasserkörpern immanente Problem sein, daß sich die natürlichen Strömungen nicht dem Versuchsvolumen mitteilen und somit z.B. das von BALZER (1978) beschriebene steady state zwischen Zufuhr und Abfuhr von Material zwischen Sediment und Wasserkörper gestört wird. Beim Einbringen der Glocke selbst wird das Sediment durch den Staudruck in gewisser Weise gestört. Diesem Problem wurde durch möglichst vorsichtiges und langsames Fieren der Glocke begegnet, wobei Taucher den Vorgang beobachteten.

Eine Abschätzung der unbeabsichtigten Freisetzung von Nährsalzen durch Störung des Sediments beim Einbringen der Glocke wurde durch den Vergleich mit Umgebungswasser über die gesamte Dauer des Versuchs ermöglicht. Erhöhungen der Nährsalzkonzentrationen beim Absetzen der Glocke und bei den Taucherarbeiten (Rühren) konnten so korrigiert werden.

2.3.2.2. Flußmessungen

Flußmessungen wurden mit dem Ziel durchgeführt, die Freisetzung von Nährsalzen aus dem Sediment durch molekularen Diffusionsfluß entsprechend den Gradienten der Porenwasser-Konzentration zu studieren. Bei den "Rumpfkern"-Experimenten wurden die obersten 10 cm des Sedimentkernes abgeschnitten und die resultierenden Nährsalzflüsse in das überstehende Wasser gemessen, wodurch die Situation in einer Scherbrettspur simuliert werden sollte. Kontrollkerne standen als ungestörter Vergleich unter ansonsten gleichen Bedingungen zur Verfügung.

Für die Untersuchungen wurden Plexiglasrohre von 10 cm Innendurchmesser mit einer Höhe von 25-40 cm verwandt. Die Rohre wurden als Unterproben von Kastengreiferproben durch vorsichtiges Hineindrücken in das Sediment gefüllt, wobei darauf geachtet wurde, daß das überstehende Wasser nicht verlorenging. Pro Versuch wurden mehrere Stechrohrproben genommen. Zum einen Teil wurden diese unmittelbar für die Porenwassergewinnung aufgearbeitet, zum anderen Teil wurden sie für die Diffusionsflußversuche verwandt und das Porenwasser erst nach deren Abschluß gewonnen. Das überstehende Wasser wurde durch einen in den Deckel des Versuchsgefäßes eingearbeiteten Rührer in einer Weise homogenisiert, daß keine Partikel von der Sedimentoberfläche resuspendiert wurden. Die Versuche selbst fanden im Kühlraum statt. Die Temperaturen wurden dabei den in situ bei der Probennahme vorgefundenen Temperaturen angeglichen.

Vorversuche fanden im August und November 1988 im Kühlraum bei einer Temperatur von 9°C statt. Es wurde mit Sediment von der

Station Boknis Eck aus 25 m Wassertiefe gearbeitet. Bei diesen Vorversuchen ergab sich das Problem, daß nach Abschluß der Versuche das Porenwasserprofil der Nährstoffe bedeutend steiler war als zu Beginn, wahrscheinlich durch lateral in die Sedimentkerne eindiffundierenden Sauerstoff, der zu einem verstärkten Abbau organischer Substanz führte. Diese Versuche führten zu der Versuchsanordnung, die auf eine Anregung von Dr. F. POLLEHNE zurückgeht: die sedimentgefüllten Stechrohre wurden in eine mit reduziertem Schlick gefüllte Wanne gestellt, wodurch lateraler Eintrag von Sauerstoff verhindert wird.

Der Hauptversuch fand vom 9. bis 17. Februar 1988 statt. Das Sedimentmaterial stammte hierbei von der Station Boknis Eck aus 28.5 m Wassertiefe, es handelte sich um reinen Schlick. Die Versuchstemperatur betrug 5°C. Nach Abschluß der Versuche war das Nährsalz-Porenwasserprofil gegenüber den Anfangswerten fast unverändert.

2.3.3. Analytische Methoden

Die chemische Analytik wurde weitgehend nach GRASSHOFF et al. (1983) bzw. nach den in GRASSHOFF et al. zitierten Autoren durchgeführt. Für jede Messreihe wurde die molare Extinktion mit einer mehrfachen parallelen Eichreihe aus Standardlösungen bestimmt. Die Reagenzienzugabe erfolgte mit einer geeichten Eppendorf-Variopipette.

Die Reproduzierbarkeit der chemischen Nährsalzanalytik ist sehr hoch. Unterschiede zwischen den Parallelen der Eichreihen lagen in allen Fällen deutlich unter 5%, in den meisten Fällen unter 2%.

Trübe Proben, wie sie insbesondere kurz nach dem Resuspendieren von Sediment auftraten, wurden durch ein bis zweifaches Zentrifugieren gereinigt. Vorversuche mit Filtration durch GFC- und Acetat-Filter brachten unbefriedigende Ergebnisse in Bezug auf Nährsalzverunreinigungen.

Bei der Bearbeitung von Porenwasser ergaben sich keine Unterschiede zwischen zweifach zentrifugierten Proben und solchen, die

unter Stickstoffatmosphäre durch eine Porenwasserpresse mit Nucleoporefiltern gewonnen wurden. Beide Verfahren eignen sich gleichermaßen gut zur Darstellung von Nährsalz-Porenwasserprofilen, weswegen das weniger aufwendige Zentrifugieren ohne Stickstoffkasten zumeist Verwendung fand.

Die Extinktionen sämtlicher Nährsalzproben wurden durch den Abzug der Trübungs-Blindwerte korrigiert.

Im Gegensatz zu GRASSHOFF et al. (1983), die Probenvolumina von 50 ml vorschlagen, wurde, da Porenwasser nur in geringen Mengen zu gewinnen ist, mit Volumina von 5 ml gearbeitet. Die Zugabe der Reagenzien wurde entsprechend verringert.

2.3.3.1. Ammonium

Zur Bestimmung der Ammonium-Konzentration wurde die Indophenol-Methode angewandt, wie sie bei GRASSHOFF et al. (1983) beschrieben ist. In leicht alkalischem Milieu, welches durch einen Natriumcitratpuffer erreicht wird, reagiert Ammonium mit einem Hypochlorid-Donor (DTT) zu Monochloramin, welches mit Phenol in Anwesenheit eines metallischen Katalysators (Nitroprussid) zu Indophenol reagiert. Die Farbintensität des Indophenols wird bei einer Wellenlänge von 630 nm photometrisch bestimmt. GRASSHOFF et al. (1983) geben eine Zeitdauer von mehreren Stunden zur Bildung des Indophenols an, in einem Wasserbad von 37°C wird eine stabile Färbung jedoch schon nach ca 30 min erreicht.

Proben aus der Wassersäule wurden unverdünnt bearbeitet. Für das Porenwasser stellte sich in Vorversuchen eine Verdünnung des Probenwassers im Verhältnis 1:20 für sandige Sedimente und im Verhältnis 1:50 für schlickige Sedimente als geeignet heraus.

Die Extinktion des Null-Werts der Eichreihe lag zwischen 0.008 und 0.020, entsprechend einer Konzentration von $< 1 \mu\text{mol/l}$ Amonium.

2.3.3.2. Nitrit

Der Nitritnachweis erfolgte über die photometrische Bestimmung der aus Nitrit, Sulfanilamid und Naphthylamin in saurer Lösung entstehenden Aminoazoverbindung bei einer Wellenlänge von 542 nm. Der Trübungsblindwert wurde nach Zugabe von Sulfanilamid-Reagenz bestimmt, welches bei dem niedrigen pH-Wert Trübung durch Kalkpartikel auflöst. Nitritproben aus der Wassersäule und aus dem Porenwasser wurden unverdünnt bearbeitet.

2.3.3.3. Nitrat

Die Bestimmung der Nitratkonzentration erfolgt über die Reduzierung des in der Probe enthaltenen Nitrats zu Nitrit und anschließender Nitritbestimmung analog zu Punkt 2.3.3.2.. Die Reduktion erfolgte durch eine Säule, gefüllt mit kupferisiertem Cadmium. Da sich die Effizienz der Reduktorsäule, vor allem bei H₂S-haltigen Porenwasserproben, schnell verringert, wurden in kurzen Abständen Standard- und Blindlösungen reduziert und die ermittelten Werte für jede Probe interpoliert. Auch die Nitratproben wurden unverdünnt bearbeitet.

2.3.3.4. Phosphat

Die Phosphatkonzentration wurde ebenfalls photometrisch bestimmt, bei einer Wellenlänge von 882 nm. Verantwortlich für die blaue Farbentwicklung ist die Reduktion der Molybdatophosphorsäure zu Heteropolysäure durch Ascorbinsäure. Proben aus der Wassersäule wurden unverdünnt bearbeitet, Porenwasser aus Sand wurde 1:5 bis 1:10 verdünnt, aus Schlick 1:20.

2.3.3.5. Silikat

Die Silikatkonzentration wurde nach der "blau-Methode" gemessen. Dabei wird die aus Molybdat und Silikat entstehende Molybdat-

kieselsäure in Anwesenheit von Ascorbinsäure zur blauen Heteropolysäure reduziert und diese photometrisch bestimmt.

Proben aus der Wassersäule wurden im Verhältnis 1:5 verdünnt. Das Porenwasser wurde bei sandigen Sedimenten im Verhältnis 1:20 und bei schlickigen Sedimenten im Verhältnis 1:50 verdünnt.

2.3.3.6. Sauerstoff

Sowohl Sauerstoffsonden (WTW Oxi 196) als auch die titrimetrische Methode nach WINKLER (1888) wurden verwandt. Immer wurde die Sonde durch Titrimetrie kontrolliert und ggf. korrigiert.

2.3.3.7. Schwefelwasserstoff

Schwefelwasserstoffdaten wurden dankenswerter Weise von Dipl.-Geol. Bernhard LAPP zur Verfügung gestellt: sie stammten aus im Handschuhkasten unter Stickstoffatmosphäre bearbeiteten Sedimentkernen. Diese Sedimentkerne sind Parallelproben der von mir bearbeiteten Kerne zur Bestimmung der Nährsalzkonzentration. Die Schwefelwasserstoff-Bestimmung erfolgte nach der colorimetrischen Methode unter Zugabe von Dimethyl-p-phenylen-diamin und Eisenchloridlösung im Photometer bei einer Wellenlänge von 670 nm (GRASSHOFF et al. 1983).

2.3.3.8. Wassergehalt / Porosität

Der Wassergehalt wurde als Gewichtsverlust der bis zur Gewichtskonstanz bei 75°C getrockneten Probe, bezogen auf das Feuchtgewicht, ermittelt.

Die Porosität, also der Anteil des Volumens des Porenraumes am Gesamtvolumen wurde nach der Formel von BERNER (1971) über Wassergehalt, Dichte des Sediments und Dichte des Seewassers berechnet.

$$\phi = \frac{W\rho_s}{W\rho_s + (1-W)\rho_w} \quad (1)$$

ϕ : Porosität

W : Relativer Wassergehalt

ρ_s : Dichte des Sediments (2.65 g cm^{-3})

ρ_w : Dichte des Wassers (1.025 g cm^{-3})

2.3.3.9. Organischer Gehalt

Als Glühverlust wurde der Gewichtsverlust (bezogen auf das trockene Sediment) nach 24h Behandlung im Muffelofen bei 500°C , gemessen. Die Präzision der Methode ist nicht unzweifelhaft, da auch nach Trocknen bei 75° bis zur Gewichtskonstanz bei den hohen Temperaturen im Muffelofen noch Wasser aus dem Kristallgitter der Tonminerale freigesetzt wird, was zu einer Überschätzung des organischen Gehalts führt. Die Freisetzung von CO_2 aus mineralischen Carbonaten sollte, da CaCO_3 erst bei einer Temperatur von 900°C dissoziiert, kein Problem darstellen. Die Methode wurde gewählt, da sie ein unaufwendiges Maß zur Bestimmung des organischen Gehalts der Probe darstellt.

2.3.4. Berechnungen von Porenwassergradienten und Flüssen

2.3.4.1. Berechnungen von Nährsalz-Porenwassergradienten aus diagenetischen Grundmodellen

Ein Modell, welches die Konzentration von Nährsalzen im Porenwasser in einer Sedimenttiefe z als ausschließlich abhängig von der Löslichkeit, der Diffusion und der Sedimentation beschreibt, läßt sich wie folgt formulieren (BERNER, 1974):

$$C_z = C_s - (C_s - C_0) \exp \left\{ \left[\frac{\omega - (\omega^2 + 4ED_s)^{1/2}}{2D_s} \right] z \right\} \quad (2)$$

C_z = Konzentration in der Tiefe z

C_s = Sättigungskonzentration

C_0 = Konzentration an der Sediment-Wasser-Grenze

ω = Sedimentation

E = Lösungskonstante (Produktionskonstante)

D_s = Sediment-Diffusionskonstante

z = Tiefe

Wenn ω sehr viel kleiner ist als $4ED_s$, vereinfacht sich der Ausdruck zu:

$$C_z = C_s - (C_s - C_0) \exp \left[\left(E/D_s \right)^{1/2} z \right] \quad (3)$$

Der Ausdruck E/D_s wurde empirisch gefunden durch Anpassung der rechnerisch ermittelten Kurve an die gemessene. Die Anpassung erfolgte mit Hilfe eines Computerprogramms von W. HUKRIEDE (Kiel), und beruht auf der Minimierung der Summe der quadratischen Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Profilen. Durch Einsetzen der entsprechenden Werte für die Wasser-Sedimentgrenze und einer Tiefe von 0.5 cm in Formel (3) wurde der Konzentrationsgradient für Phosphat und Silikat ermittelt.

Die Ammoniumkonzentration im Porenwasser zeigt zumeist einen mehr oder weniger linearen Anstieg mit zunehmender Sedimenttiefe. Aus den Meßwerten wurde eine lineare Regressionsgerade berechnet.

2.3.4.2. Flußberechnungen

2.3.4.2.1. Flußberechnungen ungestörter Sedimente

Aufgrund des Konzentrationsgradienten zwischen Porenwasser und Wassersäule ergibt sich ein Diffusionsfluß der Nährsalze vom Sediment ins Wasser (LERMAN 1975). Dieser Fluß (F) ist nach dem 1. Fick'schen Gesetz neben dem Gradienten abhängig vom Transportweg (x) und einem Diffusionskoeffizienten (D) nach der Formel:

$$F = -D \cdot dC/dx \quad (4)$$

F : Fluß (Substanzmenge pro Zeit und Fläche) [$\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]

D : Diffusionskoeffizient [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]

C : Konzentration [$\mu\text{mol/l}$]

x : Transportweg [m]

Seewasser-Diffusionskoeffizienten können aus der Literatur bezogen werden. Tab. 4 gibt die aus LI & GREGORY (1974) und WOLLAST & GARRELS (1971) entnommenen Koeffizienten (in $10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ sec}^{-1}$):

Tab. 4: Seewasser-Diffusionskoeffizienten relevanter Nährsalz-Ionen nach Literaturwerten

Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	D_{sw} (in $10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ sec}^{-1}$)		
	0°	18°	25°
NH_4^{+}	9.80*	16.8*	19.8*
HPO_4^{2-}			7.34*
SiO_4			10.0*

* LI & GREGORY (1974)

• WOLLAST & GARRELS (1971)

Die Temperaturabhängigkeit der Seewasserdiffusionskoeffizienten läßt sich durch die Stokes-Einstein Beziehung zwischen Temperatur und Viskosität beschreiben (LI & GREGORY, 1974). Die Korrektur geschieht nach der Formel:

$$D_{sw}(x^{\circ}C) = D_{sw}(25^{\circ}) \cdot (0.4566 + 0.0217 \cdot x) \quad (5)$$

Nach BERNER (1971) müssen für die Anwendung dieses Gesetzes auf das Sediment die Tortuosität, das ist das Verhältnis des durch die Sedimentpartikel verlängerten Weges zum geraden Weg, und die Porosität, der Anteil des Sedimentvolumens, der für die Diffusion zur Verfügung steht, berücksichtigt werden. Daraus ergibt sich folgende Formel:

$$F = -\phi \cdot 1/\theta \cdot D_{sw} \cdot dC/dx \quad (6)$$

ϕ : Porosität

θ : Tortuosität

D_{sw} : Diffusionskoeffizient im Seewasser

Die Tortuosität ist nicht direkt zu messen. LERMAN (1975) stellt einen Bezug zwischen der Porosität und der Tortuosität von Sedimenten her, nach der Formel:

$$D_s = D_{sw} \cdot \phi^2 \quad (7)$$

D_s : Diffusionskoeffizient im Sediment

Faßt man die Tortuosität mit dem Diffusionskoeffizienten D zu einem Sedimentdiffusionskoeffizienten D_s zusammen, so ergibt sich die Formel (BERNER 1971):

$$F = -\phi \cdot D_s \cdot dC/dx \quad (8)$$

2.3.4.2.2. Flußberechnungen gestörter Sedimente

Ein steady-state Modell für den Diffusionsfluß, welches unter anderen von BERNER (1974, 1980) und LERMANN (1979) für die Berechnung von Flüssen in Abhängigkeit von der Porenwasserkonzentration vorgeschlagen wurde, ist für die Berechnung gestörter Sedimente, in denen ja kein steady-state vorliegt, ungeeignet.

Hier wurde, ausgehend von einem Konzentrationsgefälle der Nährsalze im Porenwasser, durch Iteration über die Sedimenttiefe und die Zeit nach Gleichung (8) der Nährsalzfluß bestimmt. Für die Iteration wurde ein Computerprogramm verwandt, welches auf Anregungen von Dipl.-Biol. W. KOEVE zurückgeht und von W. HUKRIEDE ausgeführt wurde.

Der Rechenvorgang beruht auf iterativen Berechnungen des Konzentrationsgradienten zwischen jeweils zwei Sedimentschichten, und dem diffusiven Nährsalzfluß als Folge dieses Gradienten. Für den rechnerischen Ansatz wurden Sedimentschichten von 1 mm eingesetzt.

2.4. Makrozoobenthos

Im Zeitraum zwischen dem 27.1.87 und dem 26.1.89 wurden auf 18 Stationen insgesamt 54 Proben genommen. Es wurden jeweils Proben-Paare aus Scherbrettspuren und aus Kontrollgebieten bzw. befischten und unbefischten Arealen mit gleicher Methodik genommen und mit den gleichen Verfahren bearbeitet.

2.4.1. Probennahme

Für die großräumigen Vergleiche zwischen befischten und unbefischten Arealen wurde ein van-Veen Backengreifer eingesetzt. Dieser Greifer hat ein Gewicht von 60 kg, hat eine Gaze von 0.5 mm in der Deckelklappe und sticht eine Fläche von ca. 0.1 m² (genau: 996 cm²) aus. Der Inhalt des Greifers wurde in eine Wanne überführt und in Suspension über ein Sieb von 1 mm Maschenweite gespült. Wie ANKAR (1976), BREY (1984) und SANDER (1957) ausführen, können beim Sieben unquantifizierbare Verluste an Tiermaterial auftreten. Je schneller gearbeitet wird, umso geringer sind die Verluste an Tieren (WEIGELT 1987). Der Verlust an gesamter Biomasse ist gering einzuschätzen, da vor allem kleine Tiere durch die Siebmaschen verlorengehen (WEIGELT 1987).

Für eine gezielte Probennahme aus Scherbrettspuren wurden Taucherstechkästen (BRUNSWIG et al. 1976) sowie ein video-kontrollierter modifizierter Kleinkastengreifer nach OLAUSSEN (ANDERSIN & SANDLER 1982) verwandt. Die Taucherstechkästen sind aus V2A-Stahl gefertigt und stechen eine Fläche von 192 cm² aus. Mit diesen Stechkästen gewonnene Proben wurden in Suspension über ein Sieb mit 0.5 mm Maschenweite gespült. Der Kastengreifer nach OLAUSSEN hat eine Ausstechfläche von 400 cm². Die Eindringtiefe in das Sediment wird durch Bleigewichte kontrolliert. Dieser Greifertyp wurde mit einer Videokamera (SIT, s. Kap. 2.2.2.) ausgestattet. Der Greifer wird am Drahtseil hängend vom treibenden Schiff dicht über dem Sediment geführt und beim Erkennen einer Scherbrettspur in das Sediment gefiert. Durch Auswertung der Videoaufzeichnung können Treffer zuverlässig von "Fehlschüssen" unterschieden werden. Proben, die auf diese Weise

gewonnen wurden, wurden ebenfalls über 0.5 mm gesiebt.

Im unmittelbaren Anschluß an die Probennahme wurden die gesiebten Proben in einer mit Borax gepufferten 4%-igen Lösung von Formalin in Seewasser fixiert. Vor der Biomassebestimmung wurden sie mindestens drei Monate in der Formalin-Lösung belassen (BREY 1986).

2.4.2. Probenaufarbeitung / Bestimmung

Die Proben wurden im Labor erneut schonend über 0.5 mm gesiebt und bei schwacher Vergrößerung unter dem Binokular aussortiert. Bivalvia, Gastropoda und Polychaeta wurden mit Ausnahme der Taxa Nephtys, Hydrobia u.a. bis zur Art bestimmt, Nemertini u.a. wurden als Gruppen bestimmt. Als Bestimmungsliteratur wurden verwandt: BICK & GOSSELCK (1985), BROHMER (1971), HARTMANN-SCHRÖDER (1971), JAGNOW & GOSSELCK (1987), KÖHN & GOSSELCK (1989), STRESEMANN (1976) ZIEGELMEIER (1957, 1966) sowie überaus wertvolle und leider unveröffentlicht gebliebene Manuskripte von Dr. Lieselotte SCHÜTZ, Kiel.

Die vorgefundenen Arten und Taxa sind in Tabelle 5 aufgeführt.

2.4.3. Ökologische Einteilung der Arten / Taxa

Zur Abschätzung des Einflusses mechanischer Störungen auf Benthosgemeinschaften wurden die Arten nach systematischen Großgruppen, nach Mobilität (vagil, hemisessil, sessil), nach vertikaler Verteilung der Organismen auf und im Sediment und nach bevorzugter Nahrungsqualität aufgeschlüsselt. Neben der oben erwähnten Bestimmungsliteratur wurde dazu auf folgendes Schrifttum zurückgegriffen: ANGER 1975, DOLD 1980, FAUCHALD & JUMARS 1979, PEARSON & ROSENBERG 1978, ROMERO 1983, SUHRHOFF 1985.

Die Zuordnung der ökologischen Attribute zu den einzelnen Arten / Taxa geht ebenfalls aus Tabelle 5 hervor.

Bei der Darstellung der bevorzugten Nahrungsqualität wurden bei mehreren Angaben pro Taxon diese zu gleichen Teilen auf die

einzelnen Nahrungsqualitäten verteilt. Als oberer Sedimentbereich (oSb) wurde der endobenthische Lebensraum bis zu einer Tiefe von 5 cm bezeichnet. Entsprechend ist der untere Sedimentbereich (uSb) der Lebensraum der tieferlebenden Tiere; bei zwei Angaben bzgl. der vertikalen Verteilung wurde jeweils das untere Stratum berücksichtigt.

2.4.4. Berechnungen

Für alle Arten jeder Probe wurde das Feuchtgewicht (als Abtropfgewicht nach einigen Sekunden Verbleib auf Fließpapier), das Trockengewicht (nach mindestens 24 Stunden im Trockenschrank bei 75°C, Muscheln mit geöffneter Schale) und das Aschegewicht (nach 24 Stunden im Muffelofen bei 500°C) bestimmt. Die Differenz zwischen Trockengewicht und Aschegewicht ergibt das aschefreie Trockengewicht (AFTG), welches ein Maß für die Menge organischer Substanz ist. Röhrenbauende Polychaeten wurden zum Wiegen aus ihren Röhren extrahiert, Mollusken wurden mit Schale gewogen.

Aus allen Parallelproben wurde der Mittelwert für Gesamtabundanz, Gesamtartenzahl, Gesamtbiomasse (als AFTG) sowie für die Abundanz und die Biomasse (AFTG) der einzelnen Arten errechnet. Diese Werte wurden für jedes Stationspaar miteinander verglichen.

Aus den Mittelwerten wurde für jede Station die Diversität nach SHANNON & WIENER (SHANNON & WEAVER 1963) und die Evenness (Äquität, PIELOU 1969) errechnet. Die Probleme bezüglich der Aussagefähigkeit ökologischer Indizes relativieren sich bei dem direkten Vergleich von unbefischten zu befischten Stationen bei ansonsten gleichen Umweltbedingungen.

Der Diversitätsindex H' ergibt sich aus:

$$H' = -\sum (n_i/N) \log_2 (n_i/N) \quad (9)$$

n_i = Individuenzahl der i-ten Art

N = Gesamtindividuenzahl

s = Gesamtartenzahl

Die Eveness J errechnet sich aus:

$$J = H' / H'_{\max} \quad (10)$$

H' = Diversität

H'_{\max} = maximal mögliche Diversität,
entspr. $\log_2 s$

2.4.5. Langfristige Benthosdaten

Außer eigenem Probenmaterial wurden Makrofauna-Zeitserien aus dem unveröffentlichten "Datenband" von WEIGELT (1986) miteinbezogen. Es wurden Stationen ausgewählt, die bei gleicher Wassertiefe, vergleichbarem Sedimenttyp und möglicher Nachbarschaft zueinander durch unterschiedliche Befischungsintensität voneinander verschieden sind (vergl. Abb. 2, 3, 8).

2.4.6. Beschädigungen an Tieren

Am 6.7.89 wurde in Zusammenarbeit mit Dr. H. RUMOHR ein Experiment westlich des Stollergrunds in ca. 20 m Wassertiefe durchgeführt, durch welches das Ausmaß der Beschädigungen an benthischen Tieren bei Scherbrettfischerei ermittelt werden sollte. Zu diesem Zweck wurden auf dem Forschungskutter LITTORINA Dredgen im Abstand von einem Meter an den Innenkanten der Scherbretter befestigt und mit dieser Konfiguration ein zehnminütiger Hol durchgeführt. Anschließend wurden zum Vergleich zwei Zehnminuten-Hols mit je einer Dredge ohne Scherbretter durchgeführt. Leider öffnete sich der Netzbeutel an einer der Referenzdredgen, so daß zum Vergleich zwei Proben mit Scherbrettern und nur eine Vergleichsprobe verfügbar sind. Das Probenmaterial war indes so reichhaltig, daß auf eine Wiederholung dieses Versuchs verzichtet werden konnte. Die am häufigsten erbeuteten Arten (vor allem waren dies Muscheln) wurden gezählt, auf Beschädigungen untersucht und die relative Häufigkeit der Beschädigungen ermittelt.

Tab. 5: Liste der vorgefundenen Arten bzw. Taxa und deren Mobilität, bevorzugte Nahrungsqualität und vertikale Verteilung im und auf dem Sediment

	Mobilität	Nahrung	Stratum
BIVALVIA			
<i>Abra alba</i> (Wood)	s	E, Su	oSb-uSb
<i>Arctica islandica</i> (L.)	s	Su	oSb-uSb
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)	s	Su	oSb
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)	s	Su	oSb
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)	s	Su	oSb
<i>Cardium edule</i> L.	s	Su	oSb
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	s	Su	oSb
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	s	Su	oSb
<i>Ensis siliqua</i> L.	s		
<i>Macoma baltica</i> (L.)	s	E	oSb
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	s	E	oSb
<i>Macoma</i> sp.	s	E	oSb
<i>Musculus discors</i> (L.)	s	Su	ep
<i>Musculus marmoratus</i> (Forbes)	s	Su	ep
<i>Musculus niger</i> (Gray)	s	Su	ep
<i>Mya arenaria</i> (L.)	s	Su	oSb-uSb
<i>Mya truncata</i> L.	s	Su	oSb-uSb
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	s	Su	oSb
<i>Mytilus edulis</i> L.	s	Su	ep
<i>Saxicava arctica</i> (L.)	s		epi
<i>Venus gallina</i> L.	s		oSb
<i>Bivalvia juvenil</i>			
GASTROPODA			
<i>Cingula striata</i> (Montagu)	v	E	ep
<i>Hydrobia</i> sp.	v	E	ep
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguiere)	v	E	ep
POLYCHAETA			
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)	s	Sb	oSb
<i>Ampharete finnarchica</i> M.Sars	s	Sb	oSb
<i>Ampharete</i> sp.	s	Sb	oSb
<i>Amphiteis gunneri</i> (M.Sars)	s	Sb	oSb
<i>Anatides maculata</i> (L.)	v	k	oSb
<i>Antinoella sarsi</i> (KINBERG)	v	k, Sb	hy-ep
<i>Arenicola marina</i> (L.)	s	Sb	oSb-uSb
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)	v	Sb	uSb
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	v	Sb	oSb
<i>Cheatozone setosa</i> Malmgren	v	Sb	
<i>Eteone flava</i> (Fabricius)	v	k	ep-oSb
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)	v	k	ep-oSb
<i>Euchone papillosa</i> (M.Sars)	s	Su	ep-oSb
<i>Euclymene praeternissa</i> (Malmgren)	s	Su	ep-oSb
<i>Eulalia bilineata</i> (Johnston)	v	k	ep-oSb
<i>Eulalia viridis</i> (L.)	v	k	ep-oSb

Legende siehe letzte Seite der Tabelle

<i>Eumida sanguinea</i> (Oersted)	v	k	oSb
<i>Exogone naidina</i> Oersted	v		ep
<i>Flabelligera affinis</i> M.Sars	v	Sb	ep
<i>Harmothoe imbricata</i> (L.)	v	k	ep
<i>Harmothoe imper</i> (Johnston)	v	k	ep
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)	s	Sb	oSb
<i>Laonome kröyeri</i> Malmgren	s	Su	ep-oSb
<i>Neomphitrite figulus</i> (Dalyell)	s	E	ep-oSb
<i>Nephtys</i> sp.	v	k	oSb-uSb
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Müller)	v	k,Sb	ep-oSb
<i>Nereis diversicolor</i> O.F.Müller	v	k,Sb	oSb
<i>Nicolea zostericola</i> (Oersted)	s	E	ep-oSb
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)	s	Sb	oSb
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)	s	Sb	oSb
<i>Paraonis</i> sp.	s	Sb	oSb
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren	s	Sb	oSb
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)	s	Sb	ep-oSb
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)	v	k	ep
<i>Polydora ciliata</i> (Johnston)	s	E,Su	oSb
<i>Polydora quadrilobata</i> Jacobi	s	E,Su	oSb
<i>Polydora</i> sp.	s	E,Su	oSb
<i>Pygospio elegans</i> Claparede	s	E	oSb
<i>Rhodine loveni</i> Malmgren	s		oSb
<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke		Sb	oSb
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)	v	Sb	oSb-uSb
<i>Sperodoropsis balticum</i>	v	Sb	ep
<i>Spio</i> sp.	s	E,Sb	oSb
<i>Spio goniocephala</i> Thulin	s	E,Sb	oSb
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars	s	E	oSb
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)	s	E	oSb
CRUSTACEA			
<i>Caprella linearis</i> (L.)	v	k	hy-ep
<i>Corophium</i> sp.	s-v	E,Su	ep-oSb
<i>Corophium volutator</i> (Pallas)	s-v	E,Su	ep-oSb
<i>Diastylis rathkei</i> (Kröyer)	v	E	hy
<i>Dulichia</i> sp.			
<i>Gammarus</i> sp.	v	E,k	hy-ep
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	v	k,Su	ep-oSb
<i>Leptocheirus pilosus</i> Zaddach	s		ep-oSb
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Da Costa	s	Su	ep
<i>Mysis</i> sp.	v		ep
<i>Mysis mixta</i> Lilljeborg	v		ep
<i>Neomysis integer</i> (Leach)	v	k	hy-ep
<i>Phoxocephalus holböllii</i>	s-v	E,k	oSb
<i>Pontoporeia affinis</i> Lindstroem	v	E	ep-oSb
<i>Pontoporeia femorata</i> Kröyer	v	E	ep-oSb
<i>Praunus inermis</i> (Rathke)	v	Su	ep
Crustacea Larven			
Halacarida	v	k	ep
Ostracoda	v	E,k	ep-oSb

Legende siehe letzte Seite der Tabelle

ECHINODERMATA

Asterias rubens L.	v	k	ep
Ophiura albida Forbes	v	k	ep

PRIAPULIDA

Halicryptus spinulosus Von Siebold	v	k	uSb
------------------------------------	---	---	-----

ANDERE

Foraminifera			
Anthozoa	s	k,Su	ep
Nematoda	v	k,Sb	oSb
Nemertini	v	k	uSb
Oligochaeta	v	k,Sb	ep-oSb
Ascidia	s	Su	ep-oSb

Legende:

- KAPITAL = systematische Gruppe
- v = vagil
- s = sessil oder hemisessil
- E = Epistrat
- Sb = Substrat
- Su = Suspension
- k = karnivor
- hy = hyperbenthisch
- ep = epibenthisch
- oSb= oberer Sedimentbereich
- uSb= unterer Sedimentbereich

3. Ergebnisse

3.1. Erhebungen über den Fischereiaufwand im Untersuchungsgebiet

Im folgenden werden Abschätzungen über die Flächenausdehnung, über die Hauptregionen und über das von Fischerei bewegte Sedimentvolumen angestellt.

Die Fischerei wird im Untersuchungsgebiet hauptsächlich durch die kleine Küstenfischerei mit Kuttern begrenzter Größe durchgeführt. Statistiken über die kleine Hochsee- und Küstenfischerei (Jahresberichte deutsche Fischwirtschaft, seit 1949) geben eine Aufschlüsselung der Fangflotte, bezogen auf Anzahl, Alter, Größe und Motorstärken der Kutter, sowie Anlandungen für die verschiedenen Fisch- und Wirbellosenarten in Gewicht und Marktwert wieder. Nicht angegeben werden die Zahl der Fangreisen, die Zeit der Hols pro Reise, technische Daten des Schleppgeräts, die befischten Fanggründe und Schleppgeschwindigkeit, Angaben mithin, welche für die Berechnung des befischten Areals vonnöten sind. Auch andere Quellen, z.B. die "Das Fischerblatt" u.a. geben die erwünschten fischereilichen Interna nicht her. In die hier vorliegende Abschätzung gehen neben Anhaltspunkten aus Gesprächen mit Fischern auch Angaben aus dem Fischereiamt Kiel sowie aus der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Hamburg) ein, welche mir unter Vorbehalt gemacht wurden. Einzelne Personen möchten in diesem Zusammenhang nicht zitiert werden. Befragungen einzelner aktiver Fischer ergeben ein höchst heterogenes Bild, da sie im besten Falle das persönliche Verhalten wiedergeben, was sich weder überprüfen noch auf eine Mehrheit der Fischer hochrechnen läßt. Überdies werden derartige Auskünfte häufig nicht gerade freudig erteilt. Die Abschätzung wird noch durch die Tatsache kompliziert, daß ein Kutter unterschiedliche Fangtechniken praktizieren kann, und dies auch nach Saison, Marktlage etc. ausführt.

Aus oben angegebenen Quellen wird nun ein Bild entworfen, welches einen Anhaltspunkt für den Fischereiaufwand mit Scherbrettern geben kann. Dieses Bild erhebt keinen Anspruch auf Präzision.

Fischerei im Raum der Kieler Bucht wird mit Stellnetzen, Langleinen, Reusen, Waden, pelagischen Schleppnetzen und Grundschleppnetzen betrieben. Es interessiert für die hier dargestellte Fragestellung diejenige Fischerei, welche den Meeresboden in nennenswertem Umfang beeinträchtigt, mithin die Grundschleppnetzfisherei. Auf zweierlei Arten wird Grundschleppnetzfisherei durchgeführt, durch ein Fischereifahrzeug mit Scherbrettern (Scherzeese, otter-trawl) oder ohne Scherbretter durch zwei Fischereifahrzeuge (Gespannfischerei, Tuckzeese, pair-trawl). Die Fischereiflotte der schleswig-holsteinischen Ostseeküste bestand 1984 aus 235 Fahrzeugen (Jahresberichte über die deutsche Fischwirtschaft, 1985). Rechnet man ein, daß zum Schleppen eines mit Scherbrettern ausgerüsteten Netzes eine Motorstärke von \geq ca. 100 PS notwendig ist, bleiben 138 potentielle Scherbrettfischereifahrzeuge.

Diese Fahrzeuge teilen sich nun in pelagische Fischerei, Gespannfischerei und Scherbrettfischerei. Die Scherbrettfischerei überwiegt dabei, so daß im folgenden von 70 Fahrzeugen ausgegangen wird, welche Scherbrettfischerei von der Ostseeküste Schleswig-Holsteins aus betreiben. Zu diesen kommen noch 20 dänische Kutter, summa summarum also 90 Kutter.

Es erscheint realistisch, von ca. 150 Fangtagen pro Kutter auszugehen, welche sich auf ca. 100 Fangtage in der westl. Ostsee (Kieler Bucht und Mecklenburger Bucht) und auf ca. 60 Fangtage alleine in der Kieler Bucht verteilen. Nimmt man eine Fangzeit von sechs Stunden pro Fangtag und Kutter an und eine Schleppgeschwindigkeit von 3.5 Knoten (eine recht verlässliche Angabe), ergibt sich eine Schleppstrecke aller Scherbrettkutter des Jahres 1984 von ca. 210.000 km. Legt man eine durchschnittliche Länge der Scherbretter von 2 m zugrunde, die in einem Anstellwinkel von 35 - 38° geschleppt werden, ergibt sich bei zwei Scherbrettern, die mit 2/3 ihrer Unterkante den Boden durchpflügen eine Scherbrett-Spurbreite von zwei mal 0.8 m.

Das entspricht einer Fläche von Scherbrettspuren aller Kutter pro Jahr von ca. 333 km². Die Fläche des Meeresbodens, die von den übrigen Teilen des Netzes berührt wird (Netzunterkante, Gewichte, Roller, Jager) dürfte etwa das Zehnfache betragen (3000 km²).

Innerhalb des für die Grundschleppnetzfisherei freigegebenen Gebietes der Kieler Bucht von 1641 km² (Kap. 2.1.) werden überwiegend tiefere und schlickige Lagen befischt, wie aus Tabelle 6a und 6b hervorgeht:

Tab. 6a: Flächenverteilung der Sedimente im Gebiet der Kieler Bucht, welches zur Schleppnetz-fischerei freigegeben ist

Sand	schlickiger Sand	sandiger Schlick	Schlick	Rest-sediment	Misch-sediment	Mosaik-sediment	Insgesamt
380.1 km ²	455.5 km ²	231.7 km ²	286.5 km ²	241.1 km ²	11.7 km ²	34.2 km ²	1641 km ²
23.2 %	27.8 %	14.1 %	17.5 %	14.7 %	0.7 %	2.0 %	100 %

Tab. 6b: Flächenverteilung der Wassertiefen im Gebiet der Kieler Bucht, welches zur Schleppnetz-fischerei freigegeben ist

0 - 10 m	10 - 20 m	20 - 28 m	> 28 m	Insgesamt
40.2 km ²	1049.7 km ²	524.3 km ²	26.7 km ²	1641 km ²
2.5 %	64.0 %	31.9 %	1.6 %	100 %

Innerhalb dieses Bereichs liegen Schwerpunkte der Grundschleppnetzfisherei in den bekannten Fischereigeieten Eckernförder Bucht, "Vejsnäs Rinne", Hohwachter Bucht, "Süderfahrt" (der südliche Teil des in Fischerkreisen sogenannten "Millionen-viertels"). Abb. 7 zeigt zum Vergleich die Lage der Grundschleppnetzfisherei-Gebiete, die WEBER 1970 nach verschiedenen Quellen zusammengestellt hat.

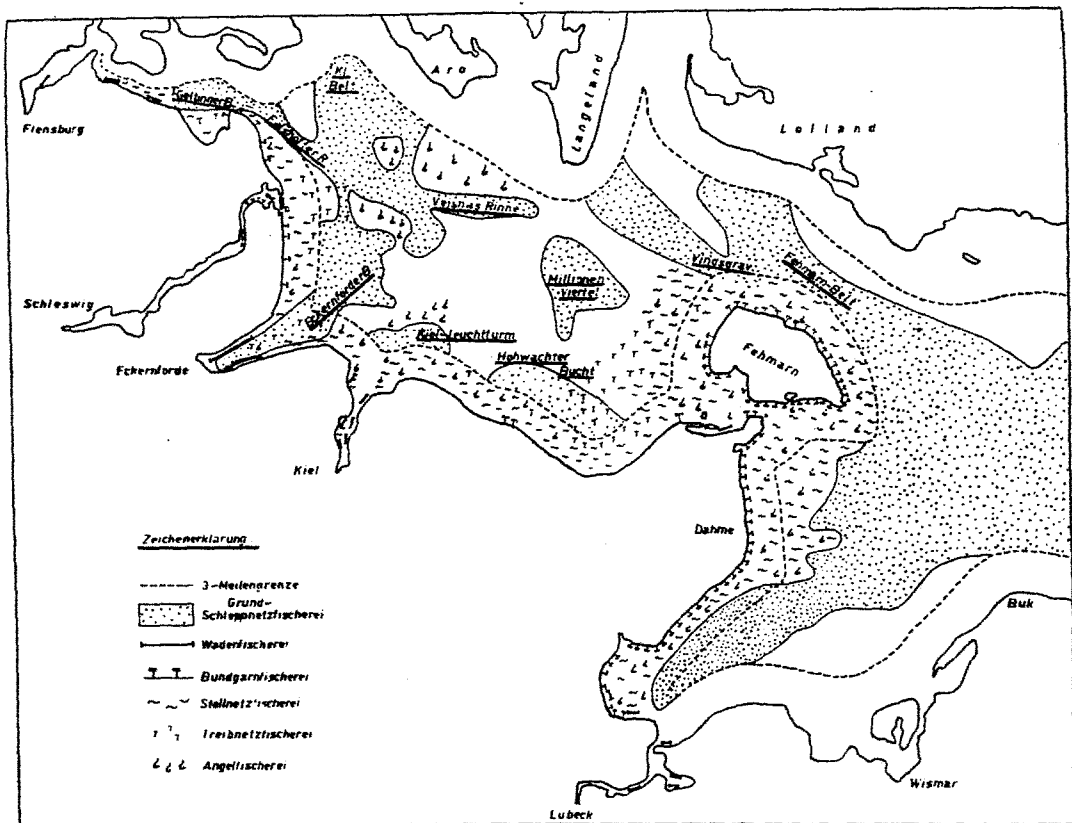


Abb. 7: Nutzung der Westlichen Ostsee durch schleswig-holsteinische Fischerei (aus WEBER, 1970)

Etwa 20% der Fläche, welche für die Grundschleppnetzfisherei im Bereich der Kieler Bucht freigegeben ist, werden alljährlich alleine durch die Scherbretter der Grundschleppnetze durchpflügt, einige Gebiete darin sicherlich ein bis mehrmals pro Jahr. Die gesamte Fläche, welche durch Scherbretter jährlich gestört wird liegt mit 333 km² bei 13% der Fläche der Kieler Bucht. Die Fläche, die auch durch die übrigen bodenberührenden Teile der Grundschleppnetze jährlich gestört wird, wird auf ca. 3000 km² (mehr als die Fläche der gesamten Kieler Bucht) abgeschätzt.

3.2. Kartierung der Scherbrettspuren im Untersuchungsgebiet

Eine Kartierung der Scherbrettspuren im Bereich der Kieler Bucht wurde in Zusammenarbeit mit dem Geologisch-Paläontologischen Instituts der Universität Kiel durchgeführt (KROST et al., 1990). Auf diese Publikation, wie auch auf BERNHARD (1989) wird an dieser Stelle verwiesen.

Tab. 7: Verteilung der Häufigkeit von Scherbrettspuren im Verhältnis zu Wassertiefe und Sedimenttyp

Wassertiefe	0-10m	10-18m	18-20m	20-28m	>28m
Sediment					
Restsediment	keine	keine	viele	viele	-
Mosaiksediment	-	keine	einige	einige	-
Sand	keine	keine	keine	keine	-
schlickiger Sand	keine	keine	viele	viele	viele
sandiger Schlick	keine	viele	viele	viele	viele
Schlick	-	keine	viele	viele	viele
Mischsediment	-	-	viele	viele	viele

Etwa 35% des Untersuchungsgebietes konnten nicht bearbeitet werden, in Abbildung 8 sind diese Bereiche weiß belassen.

Weitere 34% entsprechen der Häufigkeitsklasse "keine erkennbaren Spuren" (Abb. 8: hell gepunktet). Diese Klasse wurde im Bereich einer Wassertiefe flacher als 18 m auf allen Sedimenttypen, mit Ausnahme von Schlickgebieten, vorgefunden. Im Bereich tiefer als 18 m Wassertiefe wurden auf Restsediment, Sand und Mischsediment in der Regel ebenfalls keine Scherbrettspuren entdeckt.

Etwa 3% des Untersuchungsgebietes wird der Häufigkeitsklasse "wenige Spuren" (Abb. 8: dunkler gepunktet) zugeordnet. Diese Klasse kommt vorwiegend auf Sandsediment zwischen 10 und 20 m Wassertiefe vor, auf schlickigem Sand von 10 bis 28 m und auf sandigem Schlick zwischen 18 und 28 m.

"Einige Spuren" (Abb. 8: hell schraffiert) werden vor allem auf schlickigem Sand und sandigem Schlick zwischen 18 und 28 m Wassertiefe, sowie in geringerem Maße auf Sand zwischen 10 und 20 m und auf Schlick zwischen 18 und 28 m vorgefunden. Diese Häufigkeitsklasse umfaßt ca 8.5% des Untersuchungsgebietes und umgibt, wie auch die Häufigkeitsklasse "wenige Spuren", die Gebiete maximaler Häufigkeit an Scherbrettspuren.

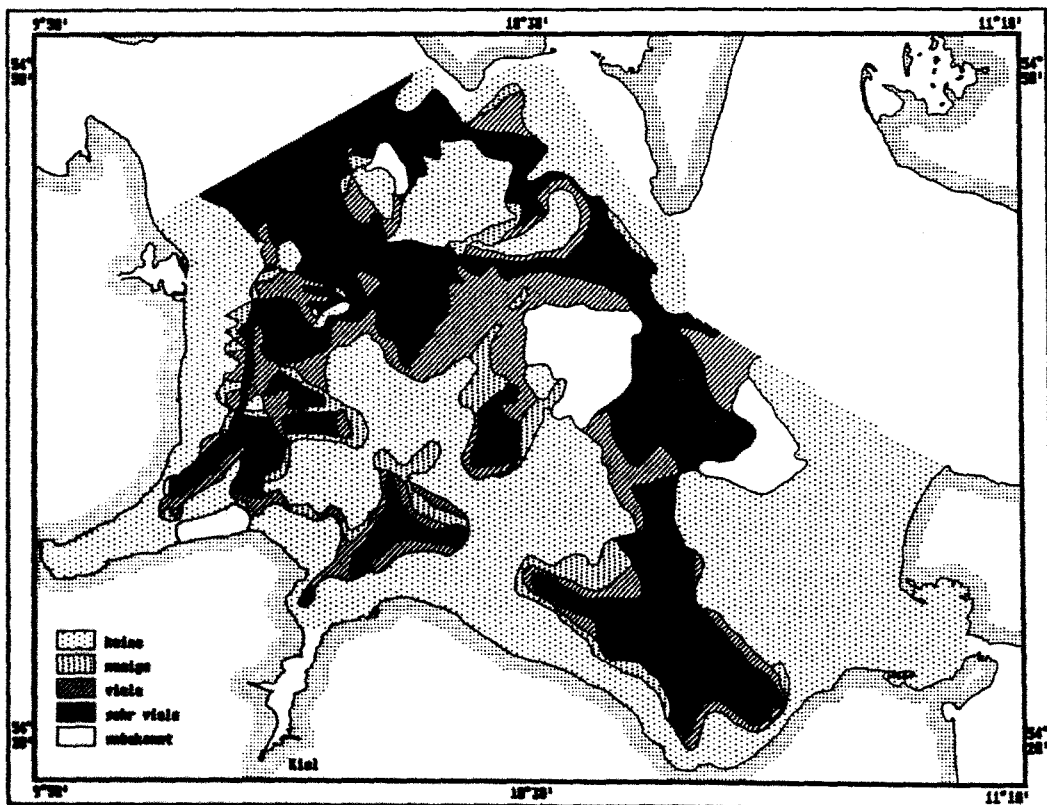


Abb. 8: Kartierung der Schleppspurnhäufigkeit auf dem Sediment der Kieler Bucht (aus KROST et al., 1990)

Die Häufigkeitsklasse "viele Spuren" (Abb. 8: dunkel schraffiert) bedeckt etwa 19% des Untersuchungsgebietes und wird vorwiegend auf Schlick und sandigem Schlick im Bereich des Rinnensystems der Kieler Bucht angetroffen. Mit Ausnahme der Hohwachter Bucht, in der schlickiges Sediment auch in flacheren

Gebieten vorkommt, ist die Wassertiefe für die Häufigkeitsklasse "viele Spuren" größer als 18 m.

Die Scherbrettspuren sind gewöhnlich parallel zu den Isobathen orientiert. Sie spiegeln die bevorzugte Kursrichtung der Fischkutter wieder. Verschiedene Arten und Erhaltungszustände von Spuren sind erkennbar, neue Spuren haben scharfe Kanten und heben sich deutlich vom Bildhintergrund ab, ältere Spuren haben einen verwischten Habitus.

Einige Spuren zeigen regelmäßige, weiße Flecken, in einem Winkel von ca. 45° gegenüber der Richtung der Scherbrettspuren. Der Abstand zwischen diesen Vertiefungen beträgt 3.5 bis 5 m, die Breite entspricht mit 1.5 bis 2.5 m der Breite der Scherbretter (BERNHARD 1989). Diese Spuren sind aller Wahrscheinlichkeit nach durch aufspringende Scherbretter entstanden ("Hüpfspuren"), die sich mit großer Wucht ins Sediment bohren (die weißen akustischen Schatten stellen Vertiefungen dar, in die sich das Scherbrett gebohrt hat) und durch den plötzlichen Zug an den Kurrleinen wieder aus dem Sediment gezogen werden. Dieses Sprungverhalten wurde gehäuft in der Eckernförder Bucht registriert und könnte auf bestimmte Sedimenteigenschaften, Kurswechsel der Kutter oder ungünstig ausbalancierte Scherbretter zurückgeführt werden.

Die Breite normaler Scherbrettspuren ist gewöhnlich kleiner als 1 m, die der Hüpfspuren mit 1 bis 2 m deutlich breiter. Die Tiefe der Spuren wird, bedingt durch das Auflösungsvermögen des Side-scan Sonar-Systems, mit mindestens 5 bis 10 cm angenommen und geht, besonders in den Hüpfspuren, bis zu 20 cm Tiefe und darunter. In einigen (wenigen) Side-scan Sonar-Profilen sind neben Scherbrettspuren auch andere durch Fischereigerät erzeugte Strukturen am Meeresboden zu erkennen, die vermutlich auf Roller, die am Grundtau des Schleppnetzes angebracht werden, zurückzuführen sind. Die Flächenausdehnung der Scherbrettspuren in der Kieler Bucht berechnet sich mit dieser Kartierungsmethode auf 140 km². Dabei ist zu beachten, daß nur ca. 65% des Untersuchungsgebietes bearbeitet werden konnten. Außerdem werden, bedingt durch das Auflösungsvermögen von Side-scan Sonar, nur Strukturen aufgezeichnet, die tiefer als 5 - 15 cm sind. Viele der kleineren und partiell erodierten Spuren werden nicht registriert. Der Be-

deckungsgrad, der mit Side-scan Sonar ermittelt wurde, stellt eine große Unterschätzung dar, die Verteilung der Scherbrettspuren hingegen wird durch diese Methode deutlich herausgearbeitet.

Die Häufigkeit der vorgefundenen Spuren von Scherbrettern am Meeresboden nimmt generell mit der Wassertiefe und abnehmender mechanischer Widerstandsfähigkeit des Sediments zu. Die Regionen größter Scherbrettspuren-Häufigkeit deckt sich weitgehend mit den Schlickregionen der Kieler Bucht.

3.3. Analyse der Spuren durch optische Verfahren

3.3.1. Unterwasser-Video

Das verwendete Unterwasser-Video-System ermöglichte optische Eindrücke der Unterwasser-Szenerie in einer Qualität, die einer direkten Taucherbeobachtung nahek kommt. Bilder von Schlickböden sind gewöhnlich sehr kontrastarm. Die zumeist verwendete restlichtverstärkende Röhrenkamera (SIT) lieferte von allen verwendeten Kamertypen die kontrastreichsten und höchstauflösenden Bilder. Alle in diesem Kapitel vorgestellten Abbildungen wurden mit dieser Kamera aufgenommen. Angemerkt sei hier, daß die Wiedergabe der Bilder bei weitem nicht der Aussagefähigkeit der Video-Aufzeichnung entspricht: zum einen war der Ausdruck der Bilder (Video-Drucker, Sony: UP 811) von Qualitätsverlusten begleitet. Zum anderen ist der Informationsgehalt einer laufenden Videoaufzeichnung naturgemäß höher als der eines Standbildes.

Eine weit größere Vielfalt von Spuren am Meeresboden als durch Side-scan Sonar konnte durch Unterwasser-Video identifiziert und mit den verursachenden Teilen des Grundschleppnetzgerätes in Verbindung gebracht werden. Die vorgefundenen Strukturen unterscheiden sich durch Form, Farbe, Größe und Eindringtiefe.

Form: Anhand der Form lassen sich die Spuren den Jagern bzw. dem Grundtau (mit oder ohne Rollengeschrir) und den Scherbrettern zuordnen. Abb. 9 - 11 und Abb. 14 zeigen Spuren durch Scherbret-

ter, Abb. 12 und 13 zeigen Spuren, die durch das Grundtau oder die Jager hervorgerufen sein können. Wie auch auf den Side-scan Sonar-Profilen zeigen bei Unterwasser-Video-Aufnahmen neue Spuren starke Kontraste an den Kanten (Abb. 9 und 13), während ältere Spuren nach Erosionswirkung durch Wellen und Strömungen ein verwischteres Bild zeigen.

Farbe: Neue Spuren erscheinen auf dem Bildschirm häufig als helle Bänder (Abb. 9 und 10), da organisch angereicherte dunkle Schichten wie Detritus oder *Polydora* - Rasen durch Staudruck und Sogwirkung der Scherbretter zunächst weggespült werden. In älteren Spuren hingegen sammelt sich Detritus-Material wie in einer Sedimentfalle an (Abb. 11 und 13), diese Spuren haben dann häufig ein dunkleres Erscheinungsbild als das umgebende Sediment.

Größe: Beim Absetzen des Kamerarahmens wird ca. 1 m² des Meeresbodens abgebildet. Durch diese Information lassen sich Größen von Strukturen mit einiger Exaktheit abschätzen. Das Gewicht, welches vom Rahmen herabhängt, stellt durch seine bekannte Größe einen weiteren Anhaltspunkt für die Größenabschätzung dar. Gewöhnlich beträgt die Breite der Scherbrettspuren 40 bis 80 cm, die Hüpfspuren können deutlich über einem Meter liegen. Die Breite der durch Roller erzeugten Spuren liegt zwischen 3 und 8 cm, Jagerspuren sind weniger als 3 cm breit.

Tiefe: Die Eindringtiefe von Fischereigerät in das Sediment hängt in hohem Maße von der Sedimentbeschaffenheit ab, aber auch von Art und Gewicht des betreffenden Gerätes. Auf Sandboden beträgt die Eindringtiefe von Scherbrettern 0 - 5 cm, auf schlickigen Sedimenten werden 10 bis 20 cm erreicht, bei hüpfenden Scherbrettern auf weichem Grund auch 30 cm. Die Eindringtiefe von Jagern, Rollern und Grundtau ist auf Sandsediment zu gering, um durch Unterwasser-Video dokumentiert werden zu können. Im Schlickbereich können diese Teile einige (< 5) cm in das Sediment eindringen.

Im Gebiet Eckernförder Bucht N, 28 m in der Nähe der vieluntersuchten Station Boknis Eck, kann in Video-Untersuchungen fast

keine Stelle gefunden werden, die nicht durch Scherbretter gestört wurde. Der Bedeckungsgrad beträgt hier annähernd 100%. Da dieses Gebiet auch mit Side-scan Sonar intensiv bearbeitet wurde (dabei wurde 25% Bedeckungsgrad durch Scherbrettspuren ermittelt), kann durch Unterwasser-Video eine Korrektur der Side-scan Sonar-Ergebnisse bezüglich des Bedeckungsgrades des Sediments durch Scherbrettspuren durchgeführt werden. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Bereiche größter Spurendichte in der Side-scan Sonar-Kartierung ("viele Spuren", anhand der Side-scan Sonar-Aufzeichnungen als zu 25 % von Spuren bedeckt berechnet) eine vollständige Störung der Oberflächensedimente der betreffenden Region (also ca. 100%) bedeuten (vergl. BERNHARD 1989). Legt man eine Vervierfachung des durch Side-scan Sonar ermittelten Bedeckungsgrades durch Scherbrettspuren zugrunde, so ergibt sich mit 560 km² das 1.7-fache der jährlich durch Scherbretter gestörte Fläche, wie in Kap. 3.1. ausgeführt.



Abb. 9: Tiefe, neue Scherbrettspur, Boknis Eck, 28 m

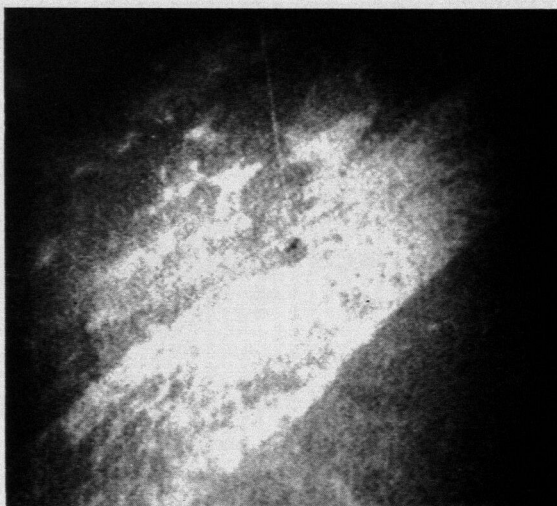


Abb. 10: Flache, neue Scherbrettspur, Boknis Eck, 28 m



Abb. 11: Tiefe, ältere und zu-sedimentierte (Pfeil) Scherbrettspur, - Boknis Eck, 28 m



Abb. 12: Schmale, "fischgräten-artige Spuren, hervorgerufen durch das Grundtau oder die Jäger, Boknis Eck, 28 m



Abb. 13: Kreuzungsbereich
verschiedener Spuren,
Boknis Eck, 28 m



Abb. 14: Durch Scherbrett zerstörter
Polydora -"Rasen",
Süderfahrt, 17 m

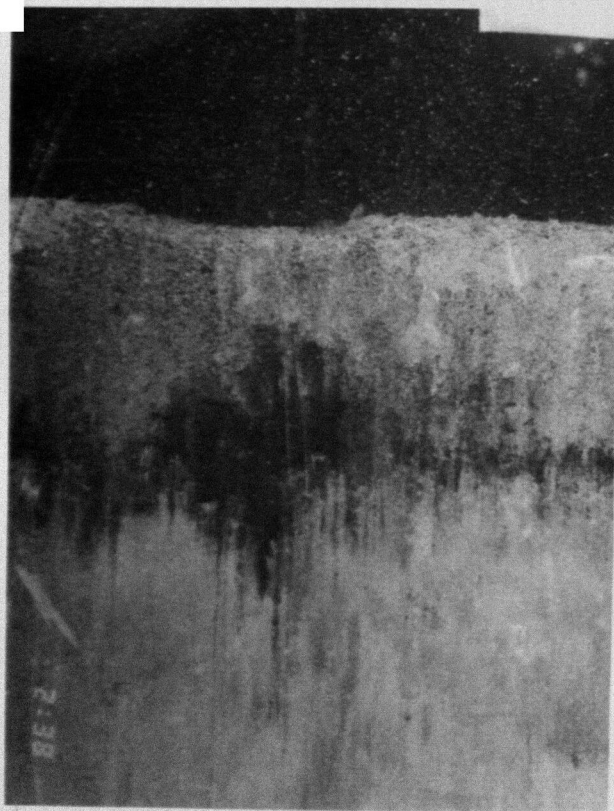


Abb. 15: Sedimentprofilaufnahme
einer Scherbrettspur,
Boknis Eck, 24 m
(Maßstab 1:2)



Abb. 16: Sedimentprofilaufnahme einer
einer Scherbrettspur,
Dorschmulde, 21 m
(Maßstab 1:2)

3.3.2. Sedimentprofil-Photographie

Mit der Sedimentprofilkamera gelangen in einigen Fällen Aufnahmen aus Scherbrettspuren. Da die Sedimentkamera durch eine zusätzliche Videokamera ausgerüstet war, konnten von Bord des Schiffes aus gezielt Spuren angesteuert werden. In den Fällen, in denen der Bildausschnitt im Verhältnis zur Breite der Spur zu klein war, konnten die Bilder allerdings nachträglich nicht orientiert werden.

Die Abbildungen 15 und 16 zeigen sehr schmale Spuren (< 10 cm) die durch die Darstellung des Randes der Spur, verbunden mit der zusätzlichen Information durch Unterwasser-Video, eindeutig Scherbrettern zuzuschreiben sind. Abb. 15 zeigt eine sehr flache Spur im sandigen Schlick bei Boknis Eck in 24 m Wassertiefe. Sedimentäre organische Substanz ist an der Sedimentoberfläche durch das Scherbrett verfrachtet worden. Die vertikale Ausdehnung der schwarzen Eisensulfidschicht unter der Spur ist möglicherweise zu deuten durch Kompaktion des Sediments und dadurch verringerte Sauerstoffzufuhr in das Sediment.

Abb. 16 zeigt eine tiefere Spur, die durch sedimentiertes Material teilweise wieder verfüllt ist. Diese Aufnahme gelang in der Station Dorschmulde in ca. 21 m Wassertiefe

3.4. Nährsalze im Porenwasser und ihre Freisetzung durch Scherbretter

Das Porenwasser der Sedimente, in dem Nährsalze in gegenüber der Wassersäule erhöhten Konzentrationen gelöst sind, ist die Quelle für den durch Scherbrettfischerei bewirkten Transport von Nährsalzen in die Wassersäule. Es wurden Proben aus unterschiedlichen Sedimenttypen und zu unterschiedlichen Jahreszeiten genommen, um sowohl räumliche als auch saisonale Aspekte zu erfassen. Ein Schwergewicht lag bei diesen Untersuchungen im Schlickbereich, da dieses der wichtigste Sedimenttyp für die Grundschleppnetz-fischerei ist. Neben der Station Boknis Eck in verschiedenen Wassertiefen wurde eine küstennahe Station (die innere Eckernförder Bucht) und eine küstenfernere Station (Dorschmulde) gewählt. Ein Jahresgang des Porenwassers wurde an der Station Boknis Eck in 28 m Wassertiefe gemessen.

Ammonium, Phosphat und Silikat sind die bestimmenden Nährsalze in dem reduzierten Milieu des Porenwassers. Nitrit- und Nitrat-Konzentrationen im Porenwasser des Sediments wurden bei wenigen Proben gemessen und ergaben, mit Ausnahme des allerobersten, oxischen bis suboxischen Bereichs, sehr geringe Werte. Da mit den erhobenen Daten eine quantitative Nährsalzfreisetzung abgeschätzt werden soll, wurden Nitrit und Nitrat im Bereich des Porenwassers nicht weitergehend bearbeitet.

An der Sediment-Wasser-Grenzfläche fällt Phosphat bei oxischen Bedingungen durch Bindung an 3-wertige Eisenhydroxide aus (BALZER 1978). In den darunterliegenden reduzierten Sedimentbereichen geht 3-wertiges Eisen in 2-wertiges, lösliches Eisen über, Phosphat geht dabei ebenfalls in Lösung. Dieses Verhalten spiegelt sich in den N/P-Verhältnissen im Porenwasser wieder.

Generell nimmt die Konzentration von Ammonium, Phosphat und Silikat mit zunehmender Sedimenttiefe zu. Sowohl Phosphat als auch Silikat erreichen dabei eine Grenzkonzentration, da sie mit einer festen Phase im Gleichgewicht stehen (vergl. BALZER 1989). Die Porenwasser-Konzentrationen bleiben dann bei weiter zunehmender Sedimenttiefe in etwa konstant. Da eine solche feste Phase für Ammonium fehlt, ist im allgemeinen ein mehr oder weniger linearer Anstieg der Porenwasser-Konzentration bei

Ammonium zu verzeichnen. Derartige Porenwasserprofile wurden in zahlreichen anderen Untersuchungen küstennaher Sedimente gemessen, verwiesen sei hier u.a. auf CALLENDER 1982; KLUMP & MARTENS 1981, 1987; KROM & BERNER 1980; McCAFFREY et al 1980; MURRAY et al. 1978; SCHINK & GUINASSO 1975; SIMON 1988; VANDERBORGHT et al. 1977.

Im folgenden sind die Konzentrationen von Ammonium, Phosphat und Silikat sowie in manchen Fällen Porosität und der organische Anteil in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe für verschiedene Probennahmedaten in unterschiedlichen Wassertiefen bei Boknis Eck, in der Dorschmulde und in der inneren Eckernförder Bucht gezeigt.

3.4.1. Nährsalze im Porenwasser unterschiedlicher Sedimente

Station Boknis Eck, 20 m:

Die 20 m Station stellt eine recht homogene Feinsandsituation dar, mit geringer Porosität (ca. 50%) und einer Sedimentationsrate von 1 mm/Jahr (BALZER et al. 1987). Die Nährsalzkonzentrationen dieser Station sind bei geringem Tiefengradienten niedrig (Abb. 17), ein Indiz für niedrige C_{org} -Gehalte und hohe Sediment-Umlagerungsfrequenz und Sedimentdurchspülung. Die Bioturbation dürfte an dieser Station beträchtlich sein, da sie intensiv von Makrofauna besiedelt ist.

Ein Grenzwert der Silikatkonzentration läßt sich bei 250 bis 300 $\mu\text{mol/l}$ in einer Tiefe von 5 bis 9 cm feststellen, bei Phosphat liegt der Grenzwert bei ca. 15 $\mu\text{mol/l}$ in einer Tiefe von 8 - 10 cm. Die höchste bis zu einer Tiefe von 20 cm gemessene Ammoniumkonzentration lag bei 200 $\mu\text{mol/l}$ (Abb. 17). Die sehr hohen N/P-Verhältnisse im Porenwasser des obersten Sedimentbereichs im Januar 1989 weisen auf einen geringen Gehalt an gelöstem Phosphat und damit auf gute Sauerstoffverhältnisse hin, im Juni 1989 sind die N/P-Verhältnisse der gleichen Station entsprechend einer erhöhten Sauerstoffzehrung des Sediments abgesunken (Tab. 8).

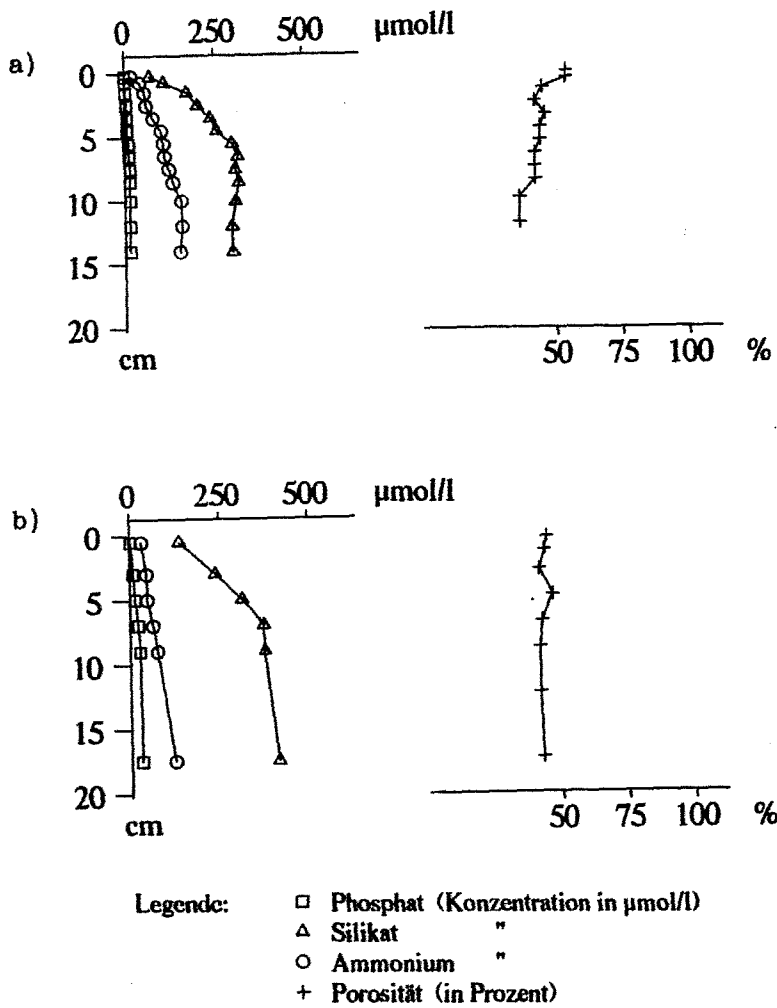


Abb. 17: Nährsalzprofile im Porenwasser bei Boknis Eck, 20 m, Sand.
a) 24.1.1989; b) 28.6.1989

Tab. 8: N/P Verhältnisse im Porenwasser bei Boknis Eck, 20 m

Tiefe	N/P	
	24.1.89	28.6.89
0- 1 cm	23.7	8.7
1- 5 cm	13.6	4.3
5-10 cm	9.6	2.7
10-15 cm	10.7	---

Station Boknis Eck, 25 m:

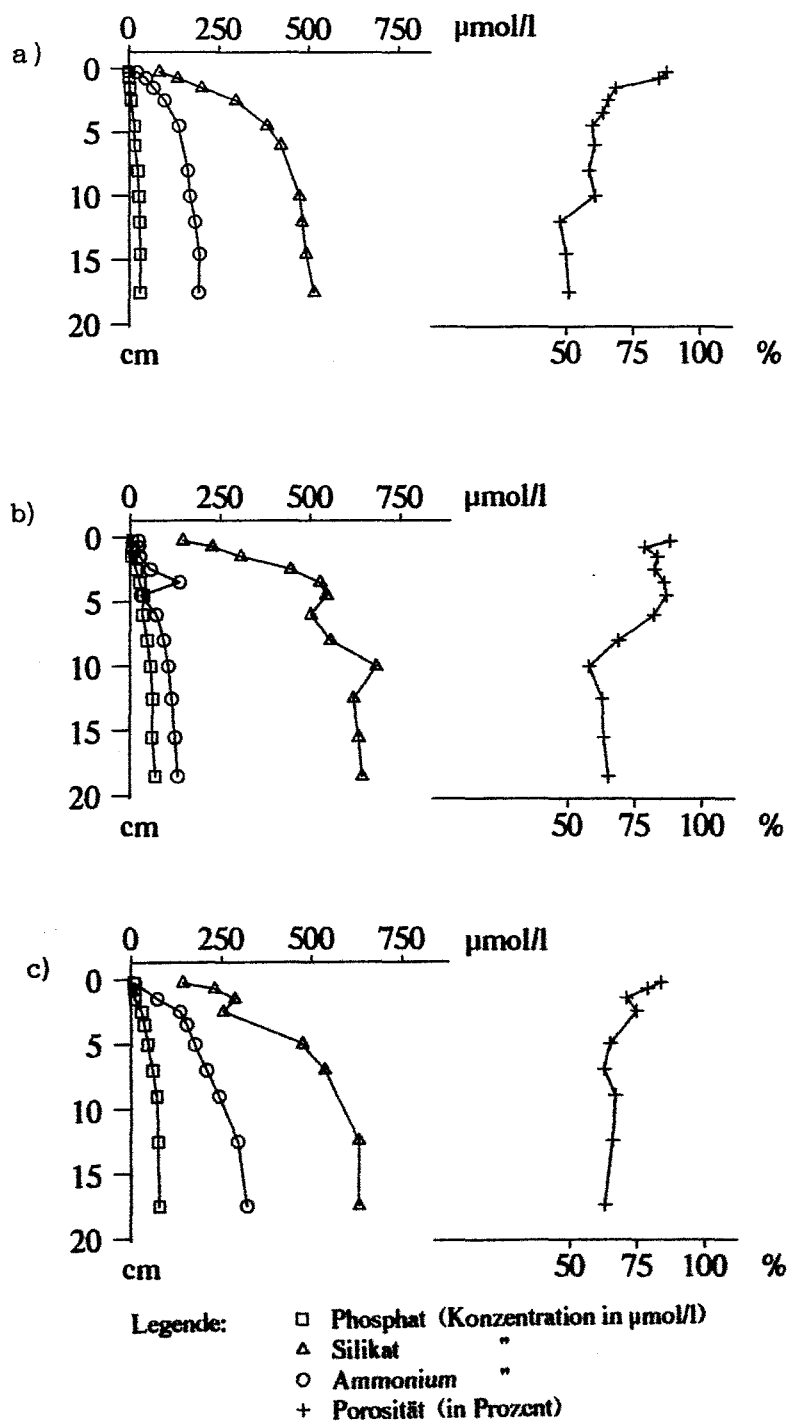


Abb. 18: Nährsalzprofile im Porenwasser bei Boknis Eck, 25 m, schlückiger Feinsand.

a) 19.12.1988; b) 19.1.1989; c) 28.6.89

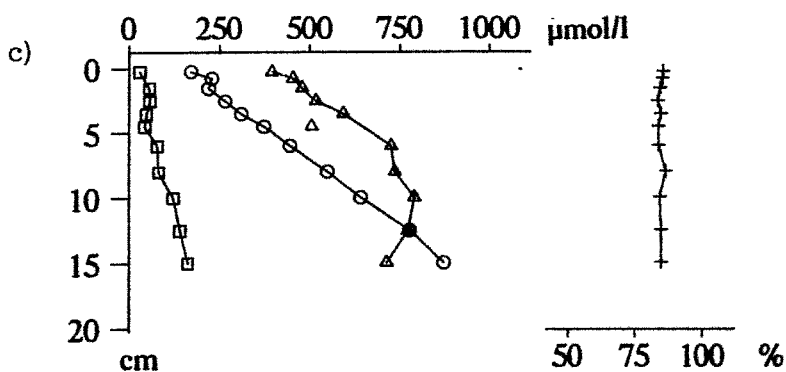
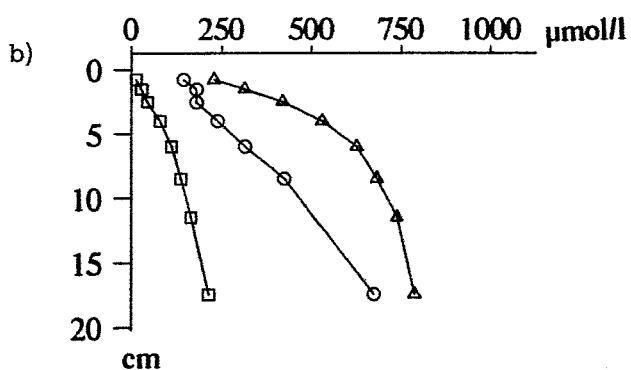
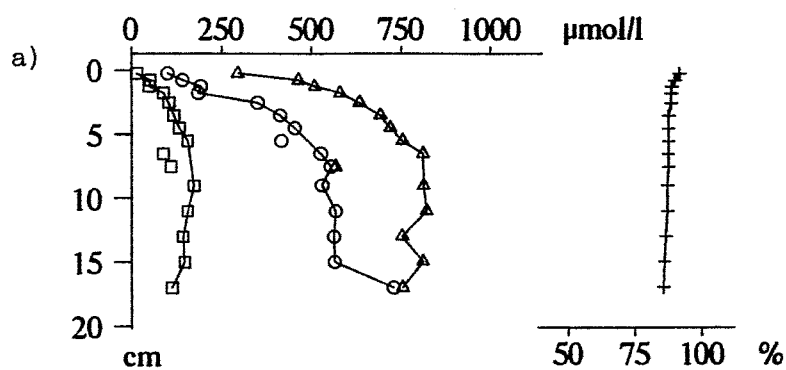
Aufgrund der steilen Hanglage des Gebiets bei Boknis Eck (s. Kap. 2.1.) sind hier auf engstem Raum unterschiedliche Sedimenttypen anzutreffen. Die variablen Ergebnisse der 25 m Station rühren von derartigen, kleinräumigen Sedimentverteilungen und ungleichmäßiger Verteilung der organischen Substanz her. Die Sedimentationsrate dieser Station beträgt etwa 1.5 mm/Jahr (BALZER et al. 1987).

Der Vergleich der Porositätsprofile (Abb. 18) zeigt, daß nicht die gleiche Position wiederaufgefunden wurde. Grenzkonzentrationen für Silikat liegen zwischen 500 und 750 $\mu\text{mol/l}$, für Phosphat zwischen 30 und 65 $\mu\text{mol/l}$. Die Ammoniumkonzentrationen variieren erheblich, besonders zwischen den beiden Proben vom Januar 1989 (380 zu 107 $\mu\text{mol/l}$, in einer Tiefe von 10 cm). Bei Ammonium ist ein Trend zu einer Grenzkonzentration zu erkennen.

Station Boknis Eck, 28 m:

In 28 m Tiefe liegt reiner Schlick vor. Der organische Gehalt der Sedimente liegt bei einer hohen Sedimentationsrate (3.1 mm/Jahr, BALZER et al. 1987) bei 10% (gemessen als Glühverlust). Die Porosität beträgt für die 28 m Station ca. 85% und nimmt bis zur erfassten Sedimenttiefe nur geringfügig ab. Die Nährsalzkonzentrationen sind im Schlick erwartungsgemäß am höchsten (Abb. 19). Die Ammoniumkonzentrationen zeigen einen kontinuierlichen Anstieg mit zunehmender Sedimenttiefe, Phosphat und Silikat lassen Grenzkonzentrationen in ca. 10 cm Tiefe erkennen, zwischen 160 und 190 $\mu\text{mol/l}$ für Phosphat und zwischen 780 und 950 $\mu\text{mol/l}$ für Silikat.

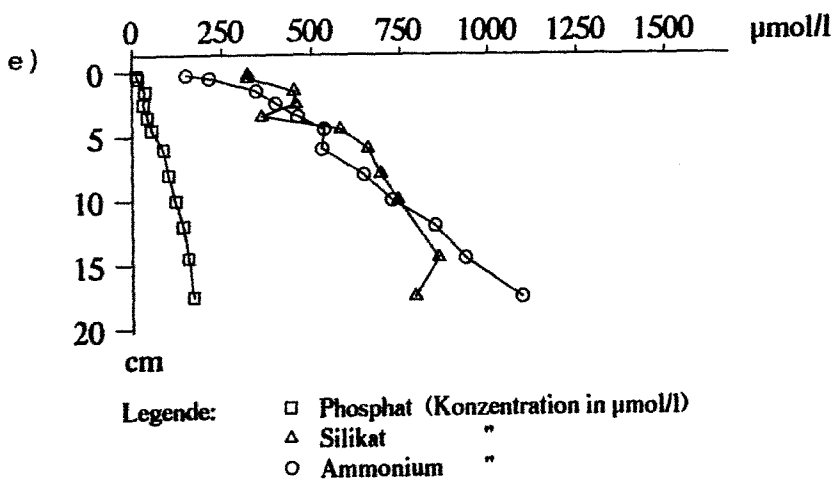
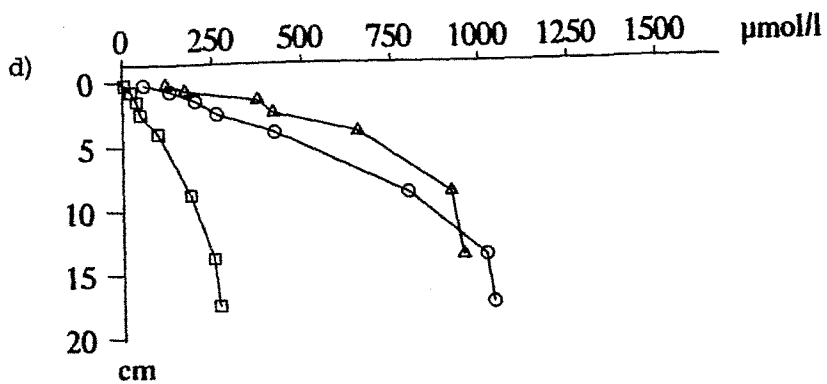
Die Grenzkonzentration des Phosphats wird im September 1988 bereits in einer Tiefe von 5 cm erreicht. Zu diesem Termin herrschte Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser, was zu einer Mobilisierung von Phosphat im oberen Sedimentbereich führte. Tabelle 9 zeigt die N/P Verhältnisse in verschiedenen Sedimentschichten in Abhängigkeit des Sauerstoffangebotes im Wasser. Durch die bei Sauerstoffmangel erfolgende Lösung des an Fe(III)oxiden adsorbierten Phosphats wird der molare Quotient aus Stickstoff (Bezugsgröße ist die Ammoniumkonzentration) und Phosphor im oberen Sedimentbereich kleiner.



Legende: □ Phosphat (Konzentration in $\mu\text{mol/l}$)
 △ Silikat "
 ○ Ammonium "
 + Porosität (in Prozent)

Abb. 19: Nährsalzprofile im Porenwasser bei Boknis Eck, 28 m, Schlick.

a) 13.9.1988; b) 19.1.1989; c) 8.2.1989



Forts. Abb. 19: Nährsalzprofile im Porenwasser bei Boknis Eck, 28 m, Schlick.
 d) 27.4.1989; e) 6.9.1989

Tab. 9: N/P Verhältnisse im Porenwasserprofil des Sediments bei Boknis Eck, 28 m

Datum	13.9.1988	8.2.1989	27.4.1989
O ₂ -Verhältnisse im Bodenwasser ¹⁾	anoxisch	oxisch	oxisch
Tiefe	N/P - Verhältnis		
0-1 cm	3.70	6.83	6.52
1-5 cm	3.27	5.74	4.81
5-10 cm	3.21	5.79	4.24
10-20 cm	4.36	5.43	3.96

¹⁾ Dr. H. RUMOHR, pers. Mitt.

Station Dorschmulde:

In 19 m Wassertiefe wird schlickiger Sand als Sediment angetroffen; die tiefste Stelle der Dorschmulde (21.5 m) ist von Schlick bedeckt. Die 19 m Station der Dorschmulde entspricht in Porosität und Porenwasser-Nährsalzkonzentrationen der 20 m Station bei Boknis Eck, die auch einen vergleichbaren Sedimenttyp aufweist. In der 21.5 m Schlickstation der Dorschmulde sind im Porenwasser die Silikat- und Phosphat-Konzentrationen, vor allem aber die Ammoniumgehalte niedriger als die der Schlickstation Boknis Eck, 28 m. Dies ist auf einen geringeren Gehalt des Sediments an organischem Kohlenstoff durch geringere Sedimentation zurückzuführen. An den sehr flachen Nährsalzgradienten ist deutlich eine ca. 5 cm mächtige Bioturbationszone im Porenwasser-Profil zu erkennen, welche zu einer Auswaschung von Porenwasser in diesem Bereich geführt hat.

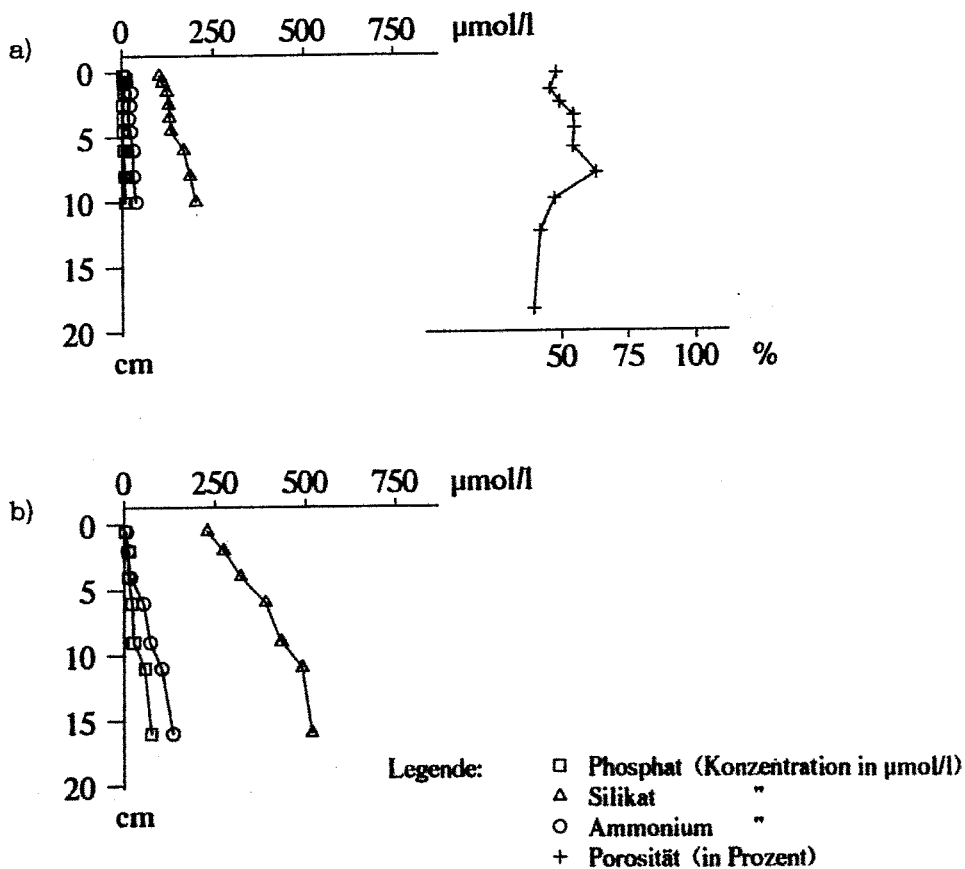


Abb. 20: Nährsalzprofile im Porenwasser bei der Dorschmulde, 17.1.1989

a) 19 m; b) 21.5 m Wassertiefe

Station Innere Eckernförder Bucht, 24 m:

Die Innere Eckernförder Bucht stellt eine küstennahe Station dar. Schlick ist hier bereits in geringeren Wassertiefen anzutreffen, die Sauerstoffversorgung ist ungünstiger, der Wasseraustausch mit der offenen Kieler Bucht geringer als bei Boknis Eck. Die Sedimentationsrate liegt mit etwa 5 mm / Jahr (D. MILKERT, mündl. Mitt.) deutlich höher als bei Boknis Eck, 28 m. Die Profile der Nährsalze und der Porosität (Abb. 21) entsprechen in der Größenordnung denen der 28 m Station bei Boknis Eck, sind aber etwas steiler.

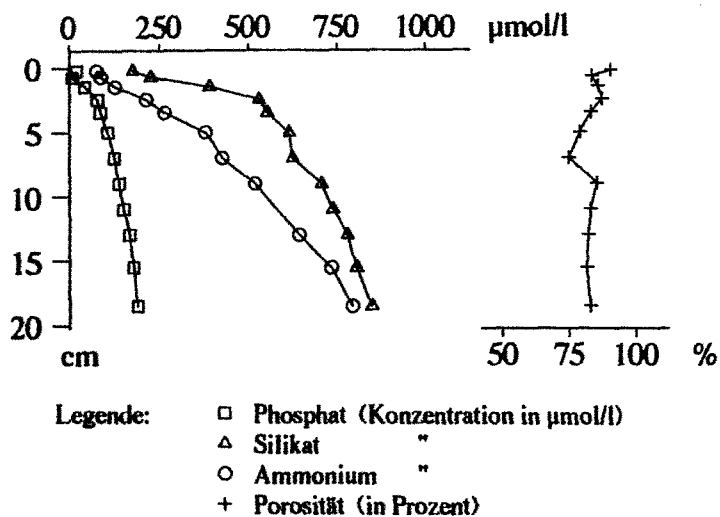


Abb. 21: Nährsalzprofile im Porenwasser in der Inneren Eckernförder Bucht, 24 m, 23.11.1989

3.4.2. Nährsalze im Porenwasser durch Scherbretter gestörter Sedimente

In einer frisch angelegten Scherbrettspur werden erhöhte Nährsalzkonzentrationen an der Sedimentoberfläche erwartet, da der obere Sedimentbereich mit seinem steilen Gradienten abgeschert wurde.

Diese Annahme konnte in einem in-situ Experiment vom 23. bis zum 25.11.1988 in vollem Umfang bestätigt werden. In Abbildung 22 sind die Nährsalzgradienten vor dem Experiment (ungestörte Probe)

sowie aus einer 3 Stunden alten Scherbrettspur in der inneren Eckernförder Bucht in 24 m Wassertiefe aufgezeigt. Die Spur, die bei Video- und Side-scan Sonar-Inspektion eine durchschnittliche Tiefe von ca. 10 cm aufwies, scheint anhand der Nährsalzprofile nur ca 3.5 bis 4 cm tief zu sein. Eine weitergehende Auswertung der Video-Aufzeichnung, die beim Einsatz des Kastengreifers als Kontrolle eingesetzt war, zeigte, daß tatsächlich nur ein ca. 4 cm tiefer Randbereich der Spur mit dem Kastengreifer getroffen worden war. Das Profil des Porenwassers in einer frischen Scherbrettspur entspricht dem ungestörten Profil, von dem der obere Teil, entsprechend der Tiefe der Spur, abgetrennt wird.

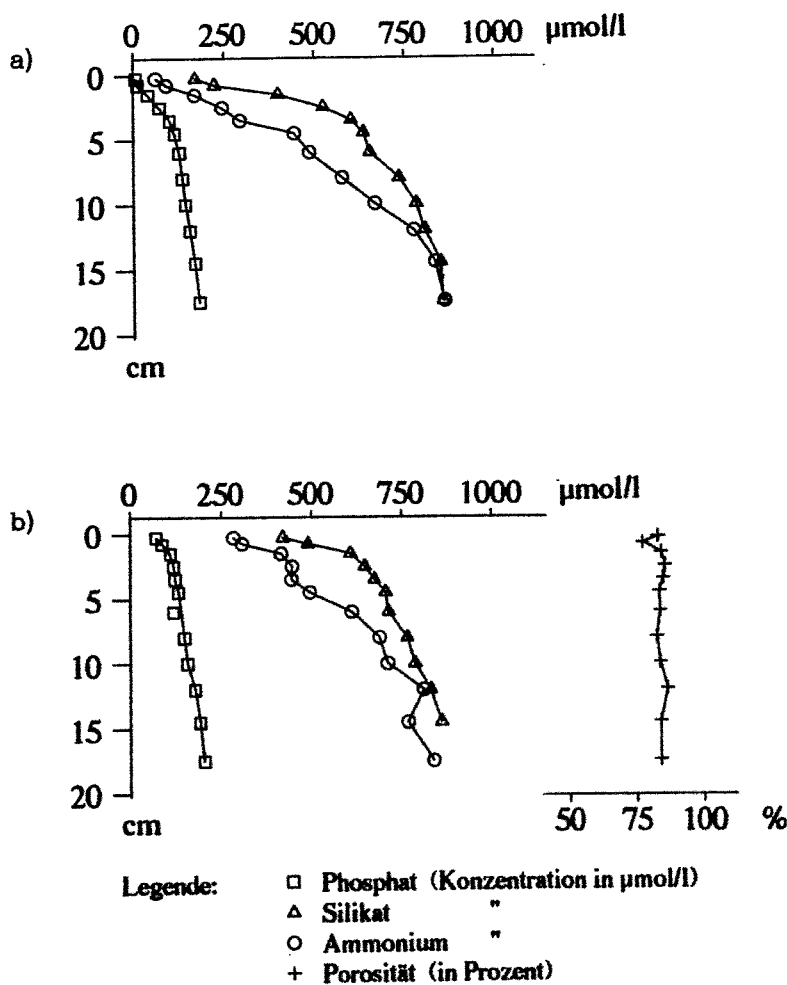


Abb. 22: Nährsalzgradienten im Porenwasser vor und nach Störung durch Scherbrett. Innere Eckernförder Bucht, 24 m, Schlick.

a) 23.11.1989, vor Scherbrettexperiment; b) 24.11.1989, nach Scherbrettexperiment

3.4.3. Nährsalzfreisetzung durch Aufwirbeln des Oberflächen-sediments (Glockenexperimente)

Durch Experimente, deren Ergebnisse hier vorgestellt werden, wurde die Freisetzung von Nährsalzen, die durch mechanische Verlagerung von Sediment als Folge der Grundschleppnetzfisherei auftritt, durch Aufrühren von Oberflächensediment in Unterwasser-Glocken simuliert.

In den folgenden Abbildungen wird die Konzentration von Nährsalzen bei der Resuspension (= Rührtätigkeit in der Glocke) und die anschließende Abnahme durch Präzipitations und Sorptionsprozesse dargestellt. Aufgetragen sind die Konzentrationen der Nährsalze in der Glocke in $\mu\text{mol/l}$ über die Zeit des Experiments. Die Null-Marke repräsentiert den Zeitpunkt der Sedimentaufwirbelung durch Taucher. Die teilweise unterschiedlichen Konzentrationsmaßstäbe in den Abbildungen sind zu beachten. In manchen Versuchen wurden durch Taucher Vorproben genommen, die unbeeinflusst von durch die Installation der Unterwasserglocken aufgewirbeltem Sediment waren. Die Nährsalzkonzentrationen dieser Vorproben werden in den Abbildungen durch eine gestrichelte Vertikallinie abgetrennt, da sie unabhängig von der Zeitachse sind.

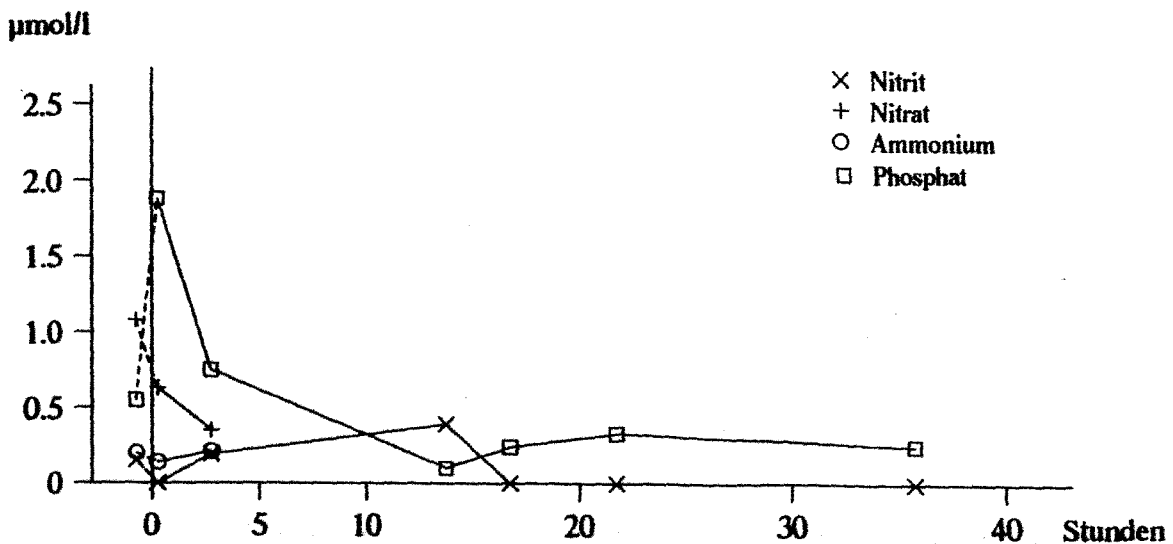


Abb. 23: Nährsalzkonzentrationen in der transparenten Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 8 m, Sand, 2.9.-4.9.1987.

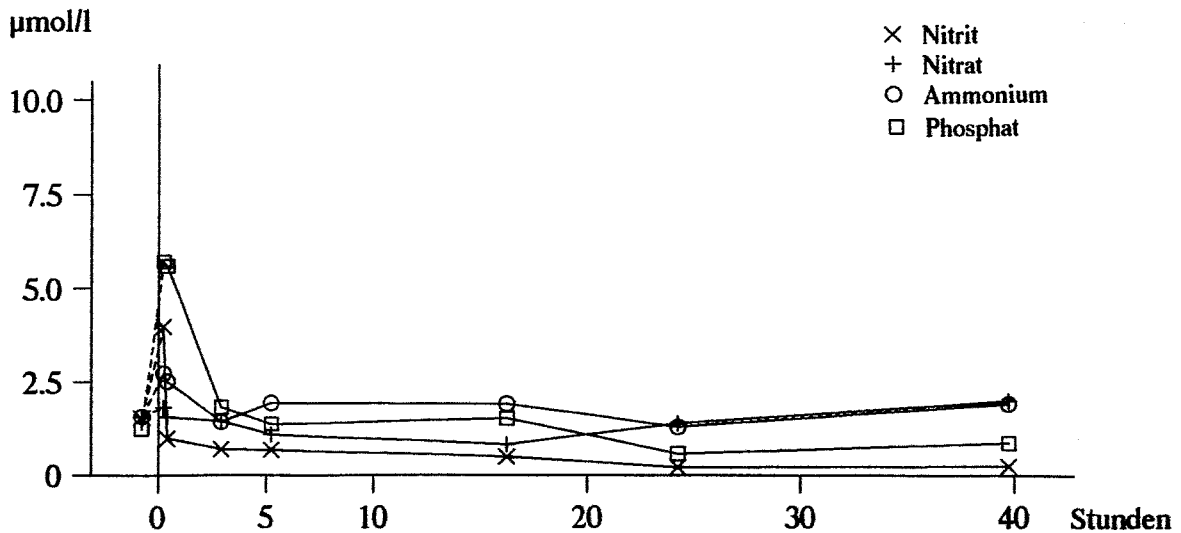


Abb. 24: Nährsalzkonzentrationen in der opaken Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 15 m, Sand, 31.8.-2.9.1987.

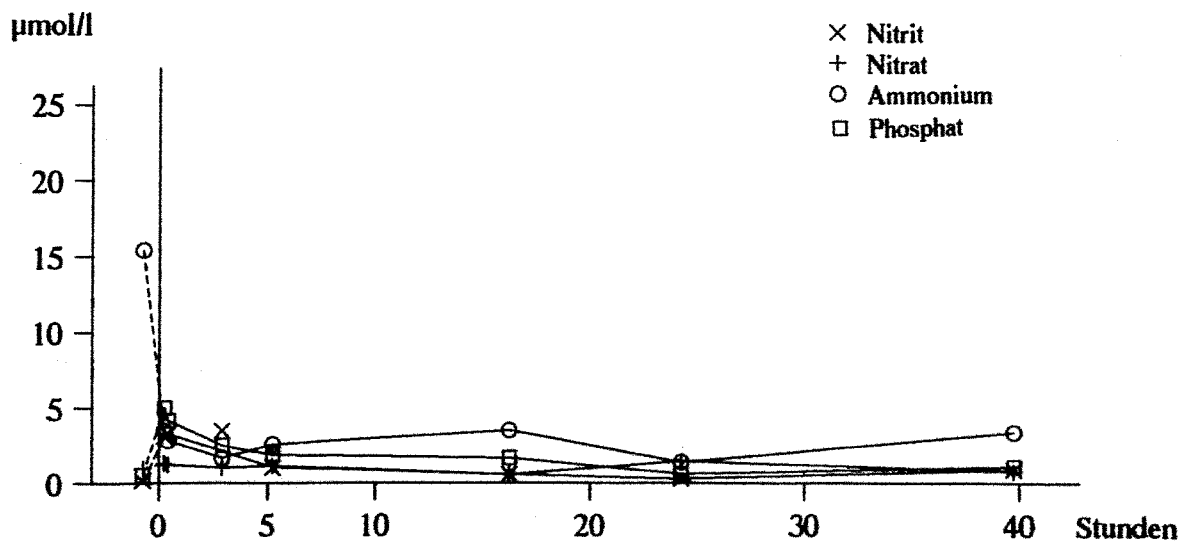


Abb. 25: Nährsalzkonzentrationen in der transparenten Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 15 m, Sand, 31.8.-2.9.1987.

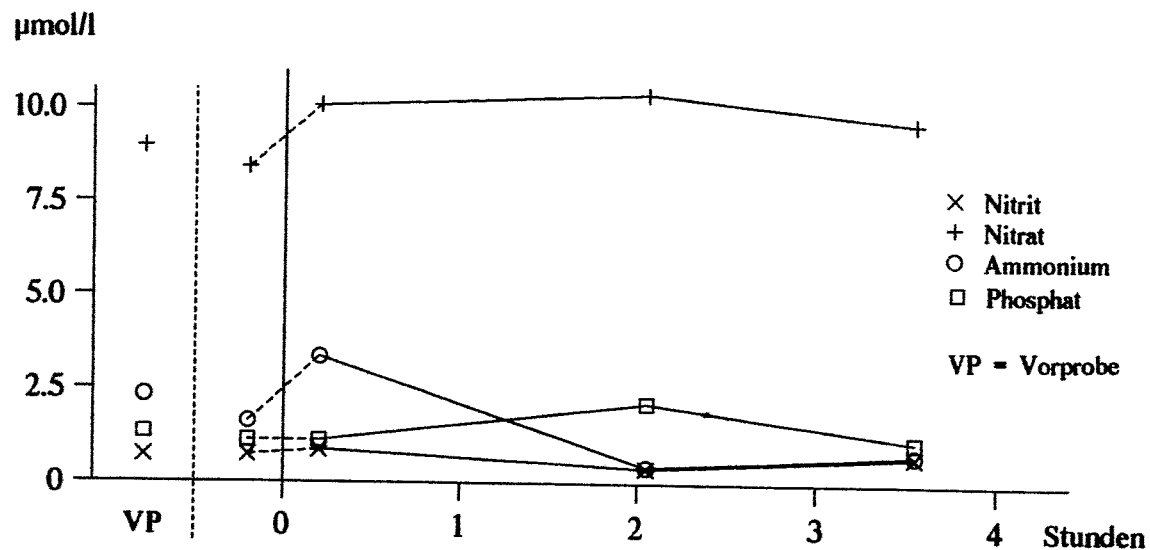


Abb. 26: Nährsalzkonzentrationen in der opaken Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 20 m, schlickiger Sand, 19.1.1988.

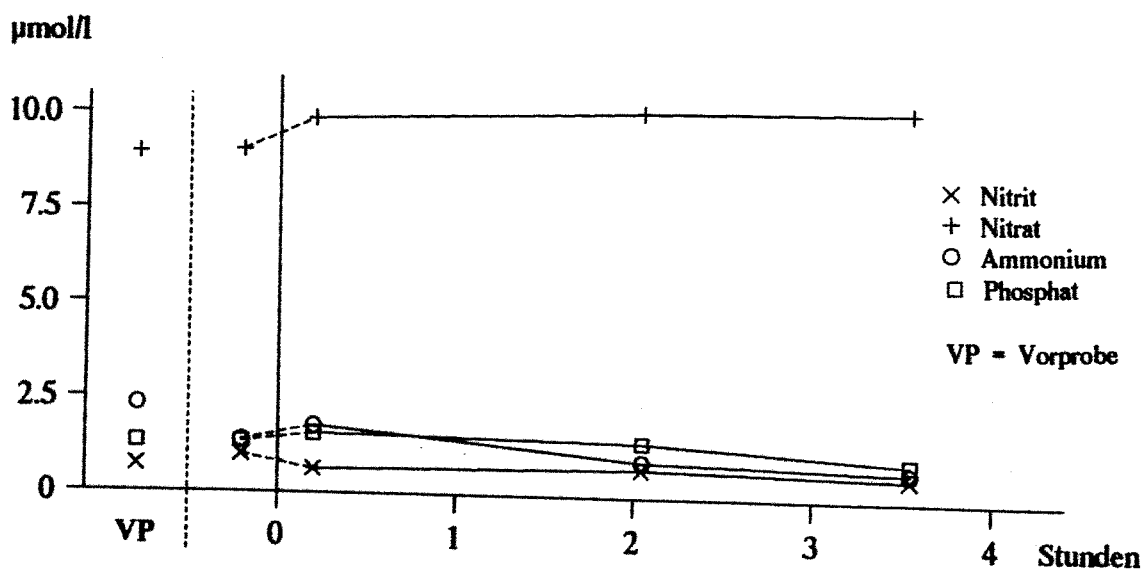


Abb. 27: Nährsalzkonzentrationen in der transparenten Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 20 m, schlickiger Sand, 19.1.1988.

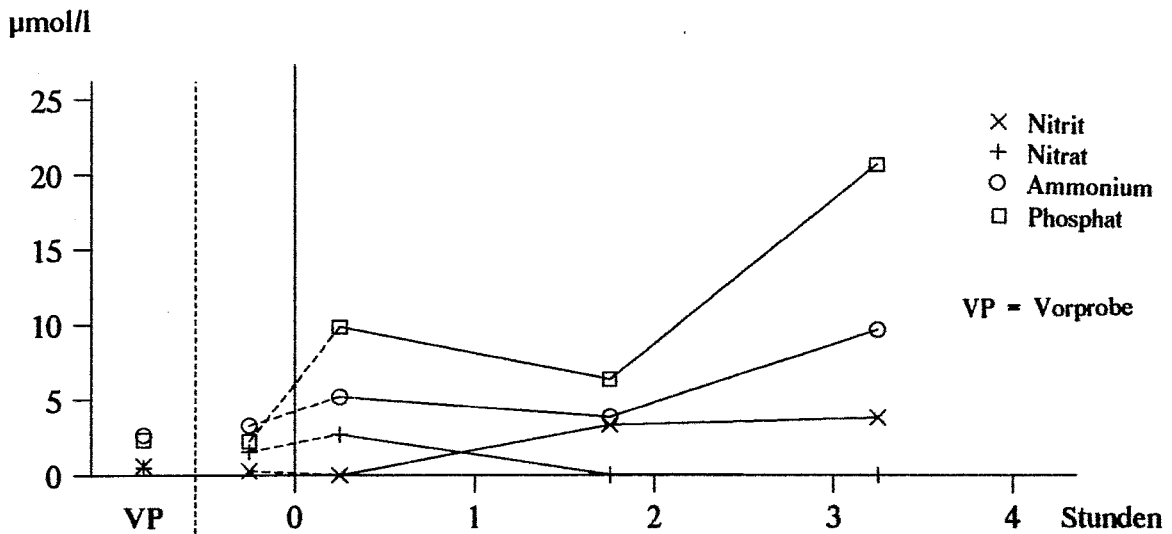


Abb. 28: Nährsalzkonzentrationen in der Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 20 m, schlackiger Sand, 21.9.1987.

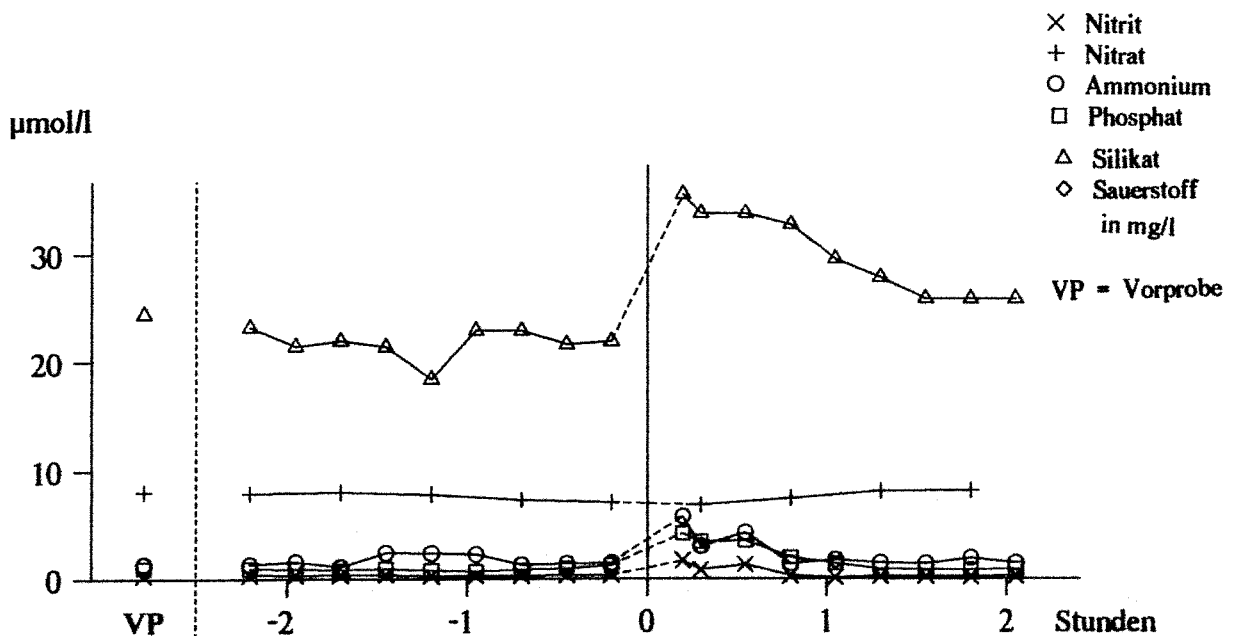


Abb. 29: Nährsalzkonzentrationen in der Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 25 m, sandiger Schlick, 25.1.1989.

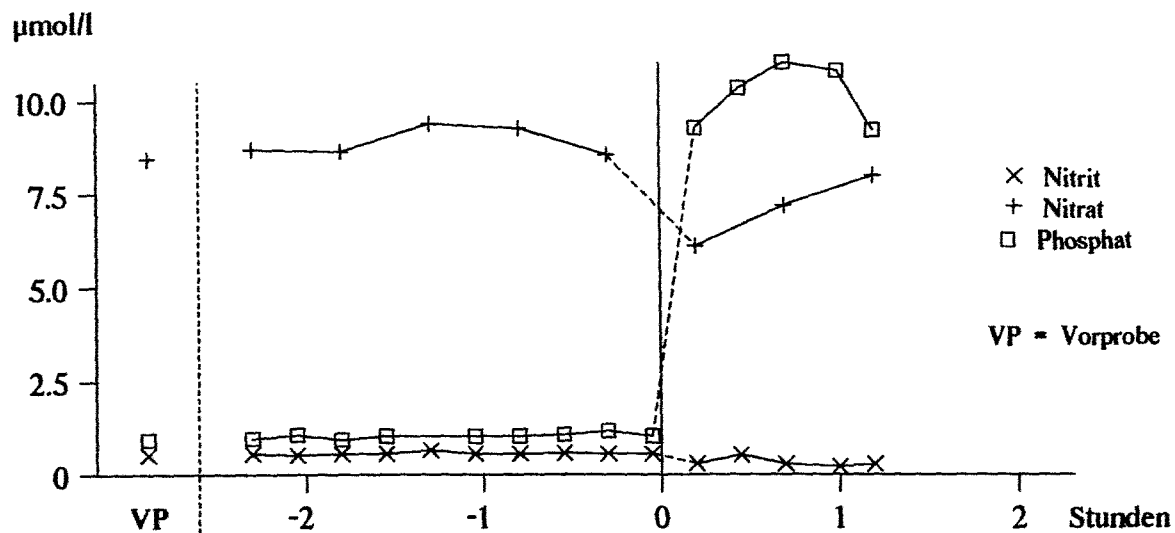


Abb. 30: Nährsalzkonzentrationen in der Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 28 m, Schlick, 9.2.1989.

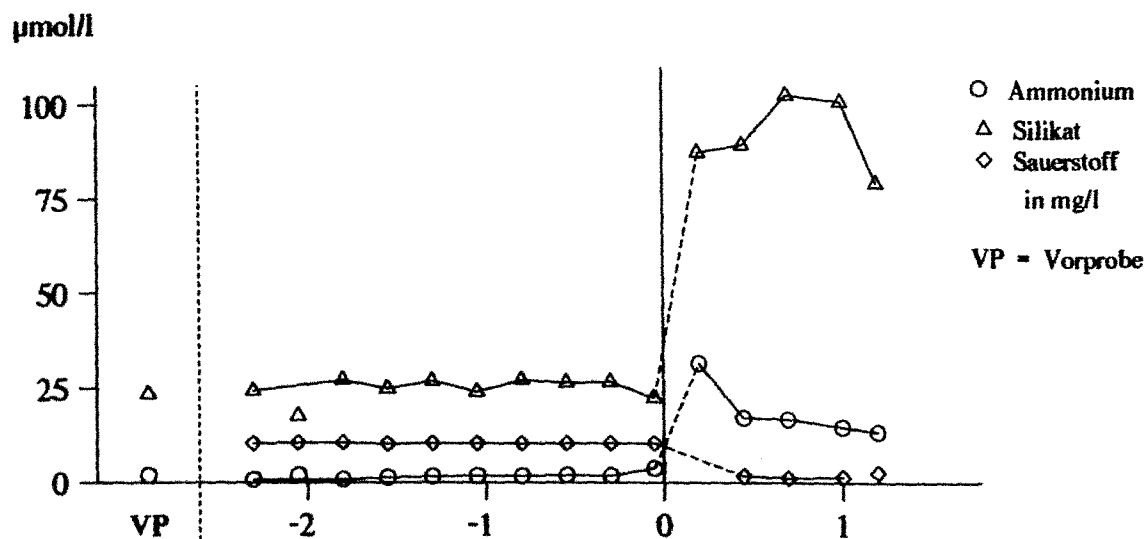


Abb. 31: Nährsalzkonzentrationen in der Glocke über die Dauer des Experiments.
Boknis Eck, 28 m, Schlick, 9.2.1989.

In allen Experimenten konnten deutliche Erhöhungen der Nährsalzkonzentrationen im Wasser der Glocke nach mechanischer Resuspension des Sediments festgestellt werden. Mit zunehmender Nährsalzkonzentrationen im Porenwasser ist auch die Freisetzung erhöht. In allen Fällen (ausgenommen 21.9.87, 20 m) sank die Konzentration aller Nährsalze im Wasser der Glocke innerhalb etwa zweier Stunden nach Suspendieren wieder auf das Anfangsniveau.

Die Experimente am 25.1.1989 (25 m) und 9.2.1989 (28.5 m) wurden mit höherer zeitlicher Auflösung durchgeführt. Vor allem beim 28.5 m Experiment ist in der Konzentrationsveränderung des Silikats nach dem Aufrühren ein weiterer vorübergehender Anstieg zu beobachten, der als Desorptionseffekt oder Lösung von biogenem Opal an der Oberfläche (vergl. BALZER 1989) gedeutet werden kann. Die Menge an durch das Aufrühren freigesetzten Nährsalzen wird in Tab. 10 dargestellt. Die ermittelten Konzentrationserhöhungen im Wasser der Glocke nach Resuspension wurden auf die Menge der Nährsalze umgerechnet, welche von 1 m² Sediment freigesetzt wird.

Tab. 10: Aus dem Sediment freigesetzte Nährsalzmengen in Glocken-Resuspensionsexperimenten, (in mmol · m⁻²) (Errechnet aus der Differenz der Konzentrationen vor und nach Suspension · Glockenvolumen / 0.5 m² Rührfläche · 2).

Wasser- tiefe	Sediment	Ammonium	Nitrit	Nitrat	Phosphat	Silikat	Volumen des aufgeführten Sediments (l)
8 m	Sand	(0)	(0)	(0)	1.57	-	10.0
15 m	Sand	1.36	4.06	0.31	5.29	-	15.0
15 m	Sand	2.30	3.45	0.52	5.29	-	15.0
20 m	schlickiger Sand	2.09	3.39	1.27	8.45	-	45.0
20 m	schlickiger Sand	1.96	0.16	1.89	1.14	-	30.0
20 m	schlickiger Sand	0.47	-0.42	0.97	0.26	-	30.0
20 m	schlickiger Sand	5.87	1.57	-0.24	8.10	-	47.5
25 m	sandiger Schlick	11.48	0.11	0.22	-	-	50.0
25 m	sandiger Schlick	4.69	0.15	-0.25	3.18	10.79	52.5
28.5 m	Schlick	32.01	0	-2.64	8.82	70.81	60.0

3.4.3.1. Vergleich der Nährsalzfreisetzung durch Aufrühren des Sediments mit dem Nährsalzgehalt des Porenwassers

Die im Kapitel 3.4.1. dargestellten Nährsalzgehalte im Porenwasser des Sediments sollen im Folgenden den freigesetzten Nährsalzmengen der in-situ Glockenversuche gegenübergestellt werden. Ausgehend von der Annahme einer vollständigen Homogenisierung der Nährsalzkonzentrationen im Glockenwasser und im aufrührten Sedimentbereich ist die erwartete Nährsalzkonzentration im Wasser der Glocken:

$$C_{Gerw.} = (\sum_{z_0} (A \cdot C_{zi} \cdot SD_{zi} \cdot \phi_{zi}) + (V_G \cdot C_G)) / (V_G + V_S) \quad (11)$$

$C_{Gerw.}$: erwartete Konzentration eines Nährsalzes in der Glocke nach Suspension ($\mu\text{mol/l}$)

A : Fläche des durchrührten Sediments (cm^2)

C_i : Konzentration eines Nährsalzes im Porenwasser der Sedimenttiefe i
($\mu\text{mol/l}$)

SD_i : Dicke der Sedimentscheibe für die Porenwassergewinnung (cm) der Sedimenttiefe i

ϕ_i : Porosität der Sedimenttiefe i

V_G : Wasservolumen in der Glocke (l)

C_G : Konzentration eines Nährsalzes in der Glocke ($\mu\text{mol/l}$)

V_S : Volumen des durchrührten Sediments (l)

z_0 : Sediment-Wasser Grenze

z_x : Rührtiefe im Sediment (cm)

Diese erwartete Nährsalzkonzentration ist die maximal mögliche, wenn die folgenden Prämissen gelten: Das Sediment wird nur in dem konstruktiv vorgegebenem Rahmen vollständig resuspendiert; die Verteilung der Nährsalze geschieht gleichmäßig und rasch; die Probennahme findet vor dem Wirksamwerden von Adsorptionsprozessen statt. Da naturgemäß nicht dasselbe Sediment für Porenwassergewinnung und Freisetzungsexperimente genutzt werden kann, wird des weiteren vorausgesetzt, daß keine lokalen Sedimentunterschiede zwischen dem für die Porenwasseranalyse aufgearbeiteten Kern und dem Standort der Glocke existieren.

Alle auftretenden Unterschiede zwischen beobachteter und erwarteter Nährsalzkonzentration sollten, neben Unregelmäßigkeiten bei

der Durchführung der Experimente und Analysen (wie sie gerade bei Unterwasserarbeiten nicht auszuschließen sind) auf oben angegebene Prämissen zurückzuführen sein.

Zu einer geringeren Konzentration der Nährsalze im Verhältnis zur erwarteten tragen bei:

- Unvollständige Suspension
- Schnelle Adsorptionsprozesse

Zu einer erhöhten Konzentration tragen bei:

- Größeres als berechnetes suspendiertes Sedimentvolumen

Indifferent verhalten sich:

- Ungleichmäßige Verteilung
- Lokale Unterschiede zwischen Porenwasserkern und Glockenstandort

In Tab. 11 bis 13 sind die erwarteten und beobachteten Daten der Glockenexperimente am 19.1.88 in 20 m Wassertiefe, am 25.1.89 in 25 m Wassertiefe und am 9.2.89 in 28,5 m Wassertiefe dargestellt.

Tab. 11: Erwartete vs. gemessene Nährsalzkonzentrationen bei Glockenexperimenten (Boknis Eck, 19.1.88; 20.0 m Wassertiefe; Rührtiefe = 6.0 cm; Glockenwasservolumen = 570.0 l; durchrührtes Sedimentvolumen = 30.0 l; Gesamtsuspensionsvolumen = 600.0 l), Ergebnisse gemittelt aus zwei parallelen Glockenversuchen, Porenwasser vom 19.1.89

Nährsalzmenge (μmol)	Ammonium	Phosphat
im Porenwasser (0-6 cm)	177	52
im Glockenwasser	1007	716
Gesamtnährsalzmenge	1184	769
Nährsalzkonzentration in der Glocke ($\mu\text{mol/l}$)		
erwartet	2.0	1.3
beobachtet	2.6	1.3
beobachtet/erwartet	+ 30%	\pm 0%

Tab. 12: Erwartete vs. gemessene Nährsalzkonzentrationen bei Glockenexperimenten (Boknis Eck, 25.1.89; 25.0 m Wassertiefe; Rührtiefe = 10.5 cm; Glockenwasservolumen = 545.0 l; durchführtes Sedimentvolumen = 52.5 l; Gesamtsuspensionsvolumen = 597.5 l)

Nährsalzmenge (μmol)	Ammonium	Phosphat	Silikat
im Porenwasser (0-10.5 cm)	2887	1253	19463
im Glockenwasser	807	692	13233
Gesamtnährsalzmenge	3693	1945	32696
Nährsalzkonzentration in der Glocke ($\mu\text{mol/l}$)			
erwartet	6.2	3.3	54.7
beobachtet	5.8	4.2	36.8
beobachtet/erwartet	- 6%	+27%	-33%

Tab. 13: Erwartete vs. gemessene Nährsalzkonzentrationen bei Glockenexperimenten (Boknis Eck, 9.2.89; 28.5 m Wassertiefe; Rührtiefe = 12.0 cm; Glockenwasservolumen = 540.0 l; durchführtes Sedimentvolumen = 60.0 l; Gesamtsuspensionsvolumen = 600.0 l)

Nährsalzmenge (μmol)	Ammonium	Phosphat	Silikat
im Porenwasser (0-12 cm)	22925	3984	32986
im Glockenwasser	999	556	12064
Gesamtnährsalzmenge	23924	4540	45050
Nährsalzkonzentration in der Glocke ($\mu\text{mol/l}$)			
erwartet	39.9	7.6	75.1
beobachtet	31.5	9.2	87.2
beobachtet/erwartet	-21.%	+21.%	+16.%

Mit Ausnahme des Silikats am 25.1.89 zeigen erwartete und beobachtete Werte eine gute Übereinstimmung. Phosphat, aber auch Silikat am 9.2.89 liegen etwas höher als erwartet. Insgesamt kann angenommen werden, daß das resuspendierte Sedimentvolumen höher als das aus $0.5 \text{ m}^2 \cdot \text{Sedimenttiefe}$ berechnete ist, da Randbereiche an den Rührbrettern mit aufgewirbelt werden. Die geringeren Konzentrationen des Ammonium können auf schnelle Adsorptionsprozesse an organische Partikel und Tonmineralien (ROSENFELD 1979) zurückgeführt werden.

Durch die Aufwirbelexperimente mit Glocken wird die Vermutung bestätigt, daß Resuspension zu einer weitgehenden ($\pm 30\%$) Homogenisierung der Nährsalzkonzentrationen im aufgerührten Sedimentbereich und im überstehenden Wasser führt. Die Nährsalzfreisetzung durch Scherbretter kann somit bei Kenntnis der Nährstoffkonzentrationen im Porenwasser und der Porosität sowie des Fischereiaufwands berechnet werden.

3.4.4. Nährsalzflüsse

3.4.4.1. Meßergebnisse

Um der Hypothese nachzugehen, daß nach Abscheren der Oberfläche durch die erhöhten Nährstoffkonzentrationen an der neuen Sedimentoberfläche nach Überfahren mit Scherbrettern (Kap. 3.4.2.) ein höherer Nährsalzfluß in die Wassersäule stattfindet, wurden im Labor Experimente durchgeführt, an Hand derer Unterschiede in den Nährsalz-Flußraten zwischen ungestörten Sedimentkernen und solchen, von denen die obersten 10 cm abgeschnitten worden waren, studiert wurden.

Nach Vorexperimenten im August und November 1988 wurde vom 8.2. bis zu 17.2.1989 ein Versuch mit je zwei Rumpfkernen und zwei Kontrollkernen nach der in Kap. 2.3.2.2. beschriebenen Versuchsanordnung durchgeführt. Die Freisetzungsraten dieser Versuche sind in Abb. 32 und in Tab. 14 dargestellt.

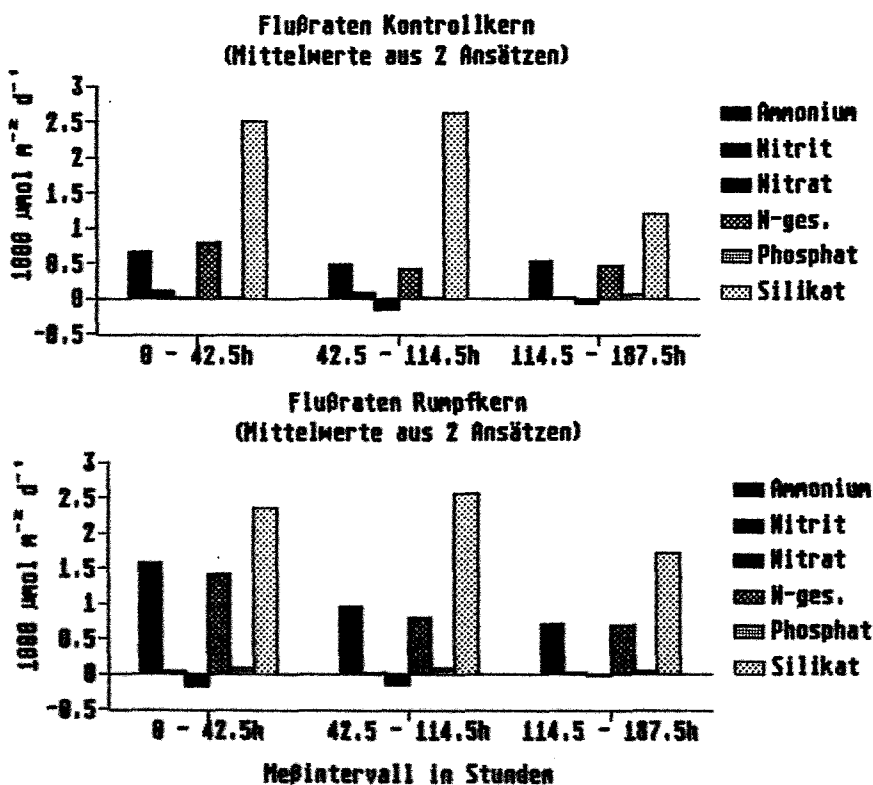


Abb. 32: Nährsalz-Flußraten im Februar 1989

In allen Fällen lagen die gemessenen Freisetzungsraten der Rumpfkern über denen der Kontrollkerne. Von den Rumpfkernen wird im Mittel 2.3 mal mehr Ammonium freigesetzt als von den Kontrollkernen. Die Silikatfreisetzung der Rumpfkern ist etwa 1.3 mal höher als die der Kontrollkerne. Bei Phosphat wechseln sich Phasen von Freisetzung und Festlegung ab, wie dies auch u.a. von POLLEHNE (1981) und DICKE (1986) beobachtet wurde. Diese Schwankungen dürften, obgleich das überstehende Wasser oxisch gehalten wurde, vor allem auf unterschiedliches Sauerstoffangebot durch unzureichendes Durchmischen des Wassers im Versuchsbehälter zurückzuführen sein. Auch bei Nitrit und Nitrat ergeben sich Zunahmen und Abnahmen der Konzentrationen im überstehenden Wasser, wahrscheinlich in Abhängigkeit von Nitrifizierung und Denitrifizierung.

Tab. 14: Nährsalz-Flußraten der Experimente im Februar 1989

Ansatz	Ammonium	Nitrit	Nitrat	Gesamt-N	Phosphat	Silikat
	in $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$					
Kontrolle 1	632.4	39.3	-123.8	547.8	40.2	2003.9
Kontrolle 2	440.3	87.1	-53.6	473.8	23.0	2003.4
Rumpfkern 1	743.4	28.6	-45.8	726.1	-1.1	1939.9
Rumpfkern 2	1595.1	14.5	-298.8	1310.9		2838.9

3.4.4.2. Rechenmodelle

Aus den Porenwassergradienten der gelösten Nährsalze können nach dem 1. Fick'schen Gesetz unter Berücksichtigung der Versuchstemperatur, der Sediment-Diffusionskonstanten und der Porosität die durch molekulare Diffusion zu erwarteten Flußraten ermittelt werden. Diese sollen im folgenden mit den gemessenen Ergebnissen verglichen werden.

Für den molekularen Diffusionstransport aus dem Sediment in das

überstehende Wasser ist der Gradient im obersten Sedimentbereich verantwortlich. Erhebliche Fehler können auftreten, wenn der Gradient alleine aus der Konzentrationsdifferenz zwischen überstehenden Wasser und obersten beprobten Sedimenthorizont ermittelt wird. Der oberste Sedimenthorizont läßt sich wegen des überwiegenden Wasseranteils nur schwer exakt abtrennen. Außerdem ist die Berechnung des Gradienten dann von nur einer einzigen Messung abhängig, jeder Meßfehler führt unweigerlich zu einer falschen Gradientenbestimmung.

Aus diesen Gründen werden die Konzentrationsgradienten für die Nährsalze zunächst rechnerisch ermittelt (s. Kap. 2.3.4.1.), und diese Gradienten dann in die Formel für die Berechnung des molekularen Porenwasserflusses eingefügt.

3.4.4.2.1. Modellierung von Porenwassergradienten und berechnete Nährsalzflüsse ungestörter Sedimentkerne

Die Profile modellierter und gemessener Nährsalzkonzentrationen weichen im oberen Sedimentbereich häufig voneinander dergestalt ab, daß sich das errechnete Profil noch in einem gewissen Bereich in die Wassersäule erstreckt. Übereinstimmend mit KLUMP & MARTENS (1981) gelingt die Anpassung nach Einrechnung einer 0 bis 1.5 cm dicken diffusiven Deckschicht, die der von CALDWELL & CHRISS (1979) nachgewiesenen 6 mm starken "viskosen Unterschicht" (viscous sublayer) entspricht. Auch die von MORSE (1974) mathematisch beschriebene stagnante benthische Grenzschicht ("stagnant benthic boundary layer") entspricht in ihrer Ausdehnung ($\leq 1,1$ cm) den von mir ermittelten Werten.

Tabelle 15 zeigt die Parameter der rechnerisch angepaßten Kurven (Kap. 2.3.4.1.) sowie die Porenwassergradienten in den obersten 0.5 cm derjenigen Sedimente, welche in den Versuchen molekularer Nährsalzflüsse verwandt wurden. Um eine diffusive Deckschicht mit in den Konzentrationsgradienten einzubeziehen, wurden für die ungestörten Sedimente die rechnerisch ermittelten Porenwasserprofile zugrundegelegt und eine lineare Beziehung zwischen C_0 und der errechneten Konzentration in einer Sedimenttiefe von 0.5 cm angenommen.

Tab. 15: Kurvenparameter und rechnerisch ermittelte Nährsalzgradienten im Abschnitt 0 bis 0.5 cm Sedimenttiefe der Sedimentkerne vom 3.1.1988 (Boknis Eck, 25 m) und 8.2.1988 (Boknis Eck, 28.5m)

Ansatz	C_0	r	a	C_s	K/D	dC/dz
Ammonium		0.9982	159.176			48.1
Phosphat	1.2			224.8	0.00552969	16.3
Silikat	60.0			781.2	0.0652839	173.0

Mit diesen Daten wurde nach dem 1. Fick'schen Gesetz der molekulare Nährsalzfluß errechnet. Die Ergebnisse zeigt Tab. 18. Durch die Einbeziehung der diffusiven Deckschicht wird die Sedimentdiffusionskonstante D_s unterschätzt, da in dieser Schicht die Porosität, die in dritter Potenz in D_s eingeht, gegen 1 tendiert. Bei einer Porosität von 0.86 liegt die Unterschätzung der Flüsse bei maximal 36%.

Tab. 16: Berechnete vs. gemessene Flußraten ungestörter Sedimentkerne ($T = 5^\circ\text{C}$, Porosität = 0.86)

Ansatz	dC/dx	Nährsalzfluß (in $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)		
	(nmol/cm^4)	berechnet	gemessen	
Kontrolle				
			<u>Versuch 1</u>	<u>Versuch 2</u>
Ammonium	48.1	296	632.4	440.3
Phosphat	16.3	37	40.2	23.0
Silikat	173.0	537	2003.9	2003.4

3.4.4.2.2. Berechnete Nährsalzflüsse aus durch Scherbretter gestörten Sedimentkernen (Rumpfkern)

Bei den Rumpfkernen liegt die Porenwasserkonzentration, die bei ungestörten Sedimenten in 10 cm Tiefe lag, nun an der neuen Oberfläche. Der molekulare Nährsalzfluß abgeschnittener Sedimentkerne kann auf diese Weise nicht berechnet werden, da der dafür notwendige Gradient theoretisch infinitesimal ist. Bei dem für dieses Problem angewandten Iterationsverfahren (Kap. 2.3.4.2.2.) wurden die Iterationszeiten und die berechneten Schichtdicken so gewählt, daß in der vorgegebenen Zeit maximal die Hälfte des Nährsalzgehaltes einer Sedimentschicht in die nächste diffundieren kann. Dies gelingt bei Wahl einer Schichtdicke von 1 mm und einer Laufzeit von fünf Minuten für eine Iteration. Die berechneten Flußraten sind anfänglich sehr hoch und nähern sich dann mit der Einstellung eines neuen Gradienten asymptotisch den berechneten Flußraten ungestörter Kerne an (Tab. 17).

Tab. 17: Durch Inkubationsversuche gemessene und durch Porenwassergradienten errechnete Nährsalzflüsse der Rumpfkernexperimente (in $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; $T = 5^\circ\text{C}$, Porosität = 0.84)

	Meßintervall			Gesamtfreisetzung
	0-42.5 h	42.5-114.5 h	114.5-187.5 h	0-187.5 h
Ammonium				
Rumpfkern 1	631	856	698	743
Rumpfkern 2	2513	1054	-	-
berechnet	3889	1538	1085	1894
Phosphat				
Rumpfkern 1	-55	-10	38	-1
berechnet	440	179	126	217
Silikat				
Rumpfkern 1	1538	2424	1697	1940
Rumpfkern 2	3169	2644		
berechnet	2301	1746	889	1538

3.4.4.3. Vergleich gemessener mit berechneten Flüssen

Die gemessenen Freisetzungsraten der ungestörten Kontrollkerne liegen bei Phosphat im Bereich der errechneten, bei Ammonium im Mittel 1.8-fach und bei Silikat 3.7-fach höher als die errechneten. Auch wenn bei den Versuchen trotz genauer Beobachtung keine biologische Aktivität festgestellt wurde, kann nicht ausgeschlossen werden, daß dieser Befund, neben der unterschätzten Sediment-Diffusionskonstante, auch auf bioturbierenden Benthosorganismen zurückzuführen ist.

Bioturbation dürfte bei der Nährsalzfreisetzung aus Rumpfkernen keine Rolle gespielt haben. In Rumpfkernexperimenten gemessene Silikatfreisetzungsraten liegen gut in der Größenordnung des errechneten molekularen Diffusionsflusses. Die gemessenen Ammonium-Freisetzungsraten liegen, bei großen Abweichungen zwischen beiden Ansätzen, vor allem beim ersten Ansatz deutlich unterhalb der errechneten Werte. Für die Ammoniumverluste ist Nitrifizierung und Denitrifizierung an der Wasser-Sedimentgrenze verantwortlich zu machen. Da in allen Rumpfkernexperimenten auch die Nitratkonzentrationen im überstehenden Wasser abnahmen, ist von einer starken Denitrifizierung auszugehen, durch die nach KÄHLER (1990) der Nitratgehalt des obersten Sedimentbereichs innerhalb von ca. 12 Stunden aufgebraucht werden kann.

Phosphat wurde im Rumpfkern-Experiment in der Netto-Bilanz festgelegt, was auf Ausfällungen von Phosphat an Eisenhydroxiden zurückgeführt werden kann.

Es gelang nicht, die hohen Anfangs-Freisetzungsraten der Rumpfkernkerne bei Ammonium und Phosphat im ersten Versuch experimentell nachzuvollziehen, was vermutlich an der Behandlung der Sedimentkerne beim Abschneiden der oberen 10 cm liegt, auch wenn dieses so schonend wie möglich durchgeführt wurde. Durch Erschütterungen wurde das Porenwasser im obersten Sedimentabschnitt möglicherweise schon beim Ansetzen des Versuchs mechanisch ausgewaschen, was dann zu einem verringerten Gradienten und damit zu einer niedrigeren Flußrate geführt haben kann.

3.5. Makrozoobenthos

3.5.1. Auswirkung in den Scherbrettspuren (kleinräumig)

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse beschrieben, die durch den Vergleich von Proben aus neuerstellten Scherbrettspuren ("Spur") und Proben aus benachbartem, ungestörten Gebiet ("Kontrolle") gewonnen wurden. Ziel dieser Untersuchungen war es, die unmittelbaren Folgen der Passage eines Scherbretts im Bereich der Scherbrettspur für das Benthos zu beschreiben.

Der Ansatz, aus neuerstellten Scherbrettspuren durch Taucher oder videokontrollierten Greifern Proben zu gewinnen, erwies sich als außerordentlich Zeit-, Material-, und Taucheraufwendig und mithin als wenig praktikabel. Dies ist auf folgende Gründe zurückzuführen:

I. Taucherprobennahme

1. Die Unterwasser-Sichtverhältnisse in der Kieler Bucht sind zu meist sehr eingeschränkt, was das Auffinden der Spuren von Scherbrettern, und namentlich das gezielte Auffinden bestimmter Spuren, durch Taucher sehr behindert. 2. Etliche angesetzte Tauchereinsätze waren wegen ungünstiger Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum nicht oder nur unter eingeschränkten Bedingungen möglich. 3. Über die Tauchertätigkeit gibt es keine Kontrollmöglichkeit, jeder Fehler und jede Ungenauigkeit bei der Probenahme wirkt sich unmittelbar auf das Forschungsergebnis aus. 4. Zeit- und Organisationsaufwand, ebenso das Risiko der Taucher sind erheblich, die Quantität und Qualität der Resultate stehen dazu in einem ungünstigen Verhältnis.

II. Videokontrollierter Greifer

Eine Reihe der oben angesprochenen Probleme können durch den Einsatz eines Greifers mit Video-Kontrolle umgangen werden. Allerdings ist der Zeitaufwand bei diesem Verfahren noch höher einzuschätzen, da man vor das Problem gestellt ist, von einem langsam treibenden Schiff Proben aus einer engen (meist weniger als 1 m breiten) Spur zu nehmen. Jedes Versäumen oder Verfehlen einer Spur mit dem Greifer ist verbunden mit Abstoppen und Wenden

des Schiffes und erneutem langsamen Herantreiben an die Spur, was zu einem sehr großen Verbrauch an Schiffszeit führt.

Wegen der wenigen auf diese Weise gewonnenen Daten wurde auf eine weitergehende statistische Bearbeitung verzichtet. Alle Biomassewerte wurden ohne die schwere und ungleichmäßig verteilte *Arctica islandica* errechnet.

Am 14.4.87 wurde mit dem Forschungskutter "Littorina" am Nordhang der Eckernförder Bucht bei Boknis Eck eine Grundschieppnetzspur in einer Wassertiefe von 18 m bis 26 m gelegt, die sobald wie möglich nach Einholen des Netzes durch Taucher beprobt wurde. Durch die starke Trübung des Wassers aufgrund des Schleppvorgangs wurde die Spur erst nach längerem Suchen in einer Tiefe von 19 m gefunden, dann aber nach der ersten Probennahme nicht wieder gefunden, so daß nur eine Taucherstechkasten-Probe aus der Spur und eine Probe neben der Spur (Kontrolle) von diesem Termin zur Verfügung stehen (Abb. 33 und 34).

Boknis Eck, 19 m

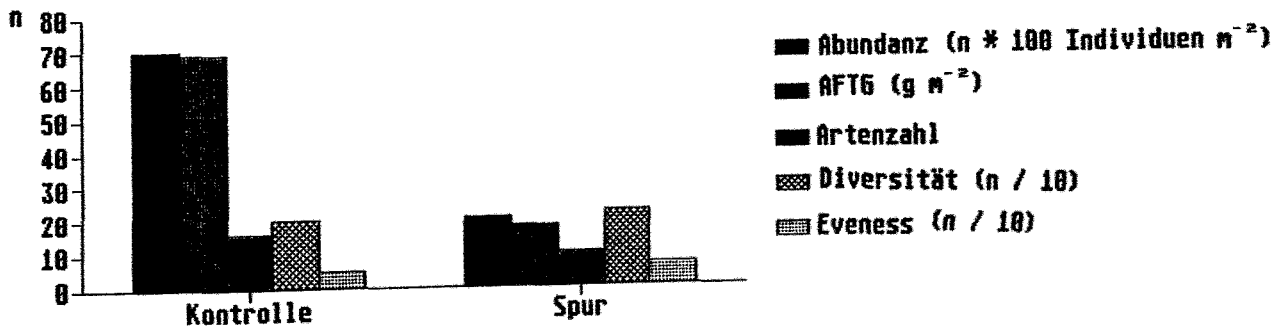


Abb. 33: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Spur im Vergleich. Boknis Eck, 19 m, 14.4.87. (jeweils eine Probe).

Im Vergleich der beiden Proben zeigt sich eine deutliche Abnahme von Abundanz und Biomasse in der Scherbrettspur. Trotz abnehmender Artenzahl nimmt die Diversität zu, bedingt durch eine erhöhte Gleichverteilung (Eveness) der Arten. Verantwortlich für den Rückgang von Individuenzahl und Biomasse sind hauptsächlich Bivalvia der Gattung *Astarte*. Der Rückgang der Artenzahl wird

verursacht durch das Fehlen der Polychaeten *Harmothoe imbricata*, *Nereimyra punctata* und *Pherusa plumosa*. Crustacea wurden in der Probe aus der Scherbrettspur nicht mehr vorgefunden. Die Verteilung der taxonomischen Gruppen in beiden Proben wird in Abbildung 34 dargestellt.

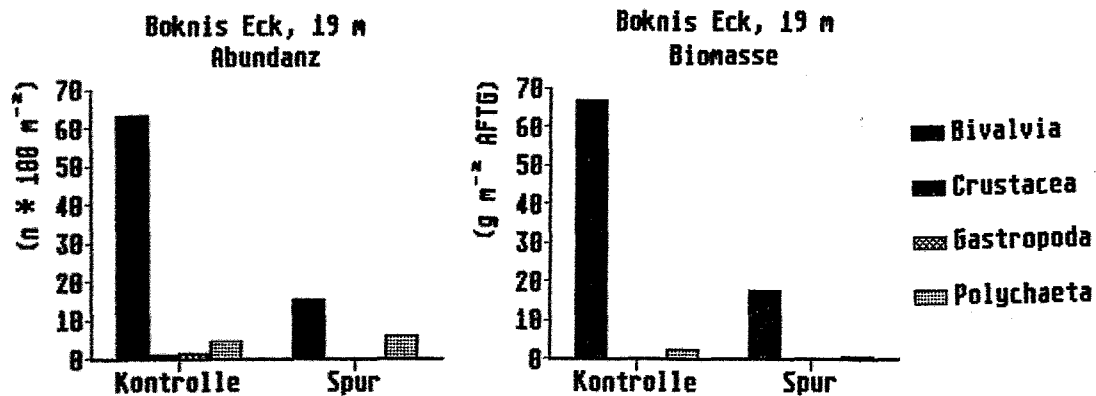


Abb. 34: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Spur im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Boknis Eck, 19 m, 14.4.87. (jeweils eine Probe).

Ein Vergleich bei der Proben hinsichtlich der vertikalen Verteilung der Makrofauna im - bzw. auf dem Sediment (s. Kap. 2.4.3., Tab. 5) zeigt, daß vor allem die Bewohner des oberen Sedimentbereichs sowohl nach Individuenzahl als auch nach Biomasse in der Spur deutlich geringere Werte als im Kontrollgebiet aufweisen, vor allem durch die geringere Abundanz der drei suspensionsfressenden *Astarte*-Species.

Am folgenden Tag (15.4.87) wurden aus der gleichen Schleppspur, aber in einer Wassertiefe von 24 m, jeweils zwei Proben (Spur und Kontrolle) genommen. Beim Vergleich der Proben zeigt sich in der Spur neben einer deutlich niedrigeren Gesamtabundanz eine geringfügige höhere Biomasse und Artenzahl, sowie ein recht deutlicher Anstieg der Diversität, der ebenfalls von einem Anstieg der Evenness begleitet wird (Abb. 35).

Boknis Eck, 24 m

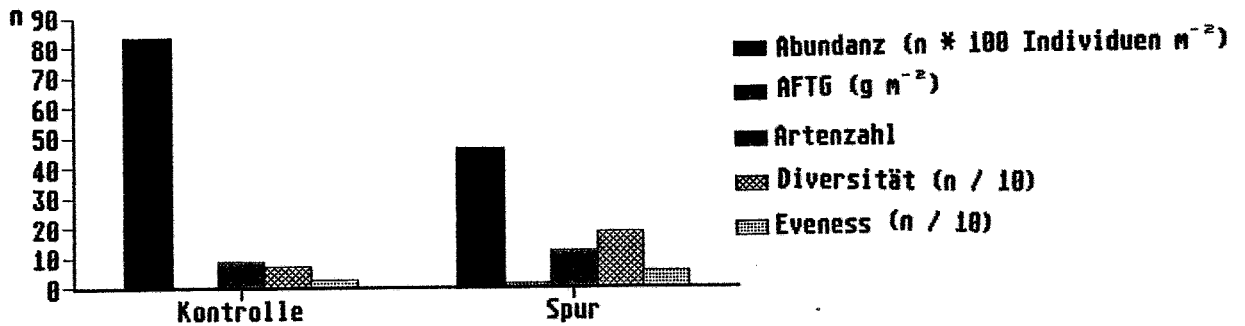


Abb. 35: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Spur im Vergleich. Boknis Eck, 24 m, 15.4.87. (jeweils zwei Proben).

Die niedrigere Individuenzahl in der Scherbrettspur wird zur Hauptsache durch Polychaeten der Gattung *Polydora* verursacht, die in den Kontrollproben mehr als 80% an der Gesamtindividuenzahl stellten und auch in den Spur-Proben das häufigste Taxon darstellen. Durch die geringeren Abundanzen von *Polydora* in der Scherbrettspur wird der Gleichverteilungsindex erhöht, was zusammen mit der höheren Artenzahl zu einer Erhöhung des Diversitäts-index führt.

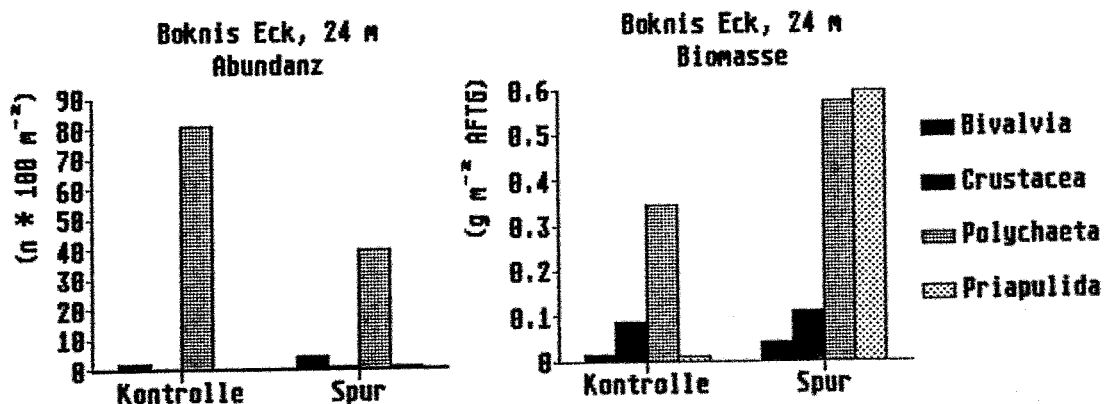


Abb. 36: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Spur im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Boknis Eck, 24 m, 15.4.87. (ermittelt aus zwei Proben).

Die höhere Biomasse in der Spur wird stark gefördert durch den Priapuliden *Halicryptus spinulosus*, der sich bevorzugt in tieferen Sedimentlagen aufhält und deshalb möglicherweise erst in der Scherbrettspur den Taucherstechkästen zugänglich wurde. In den Spur-Proben zusätzlich auftretende Arten waren die Polychaeten *Harmothoe impar*, *Scoloplos armiger* und *Terebellididis stroemi*. Der Vergleich der Ernährungstypen beider Stationen zeigt in der Spur deutlich weniger Individuen von Epistrat- und Suspensionsfressern (bedingt durch *Polydora*) und höhere Biomassewerte karnivorer Tiere (*Halicryptus spinulosus*) als im Kontrollgebiet. Im Vergleich zur Kontrollstation ist in der Spur ein beträchtlich höherer Anteil vagiler Formen zu erkennen.

Am gleichen Termin (15.4.87), ebenfalls von der gleichen Spur in 24 m Wassertiefe, wurden auch zwei Proben aus dem Innenrand der Scherbrettspur ("Rand") genommen, dort, wo von den Tauchern ein Anhäufung aus aufgeworfenem Sediment vermutet wurde. Ziel dieser Probennahme war es, festzustellen, ob Benthosorganismen durch die schräg laufenden Scherbretter mit dem Sediment an den Randbereich der Spur verfrachtet werden.

Die folgende Abbildung 37 zeigt den Vergleich der Kontrollproben vom 15.4.87 (s.o.) mit Proben aus dem Randbereich der Scherbrettspur:

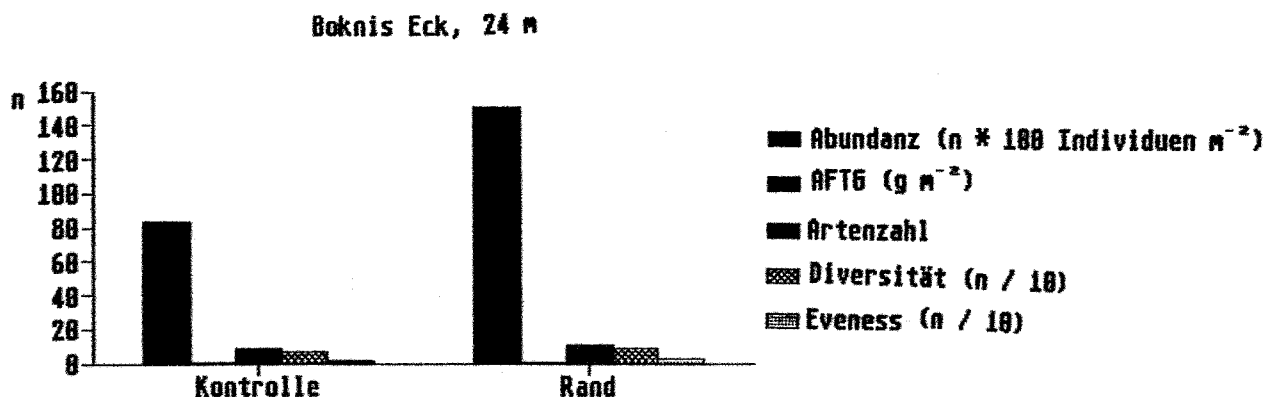


Abb. 37: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Rand im Vergleich. Boknis Eck, 24 m, 15.4.87. (jeweils zwei Proben).

Im inneren Randbereich der Scherbrettspur ist die Anzahl der Individuen höher als im Kontrollgebiet (15000 Individuen/m² in der Randprobe gegenüber 8333 Individuen/m² in der Kontrollprobe), die Biomasse ist geringfügig höher. Verantwortlich für den starken Anstieg der Abundanz sind die Polychaeta (Abb. 38) und davon in erster Linie *Polydora*, aber auch *Capitella capitata*. Die Artenzahl ist im Randbereich doppelt so groß, wobei die Bivalvia *Astarte elliptica* und *Arctica islandica* sowie der Polychaet *Antinoella sarsi* im Randbereich nicht mehr vorgefunden werden, die Polychaeta *Aricidea jeffreysii*, *Harmothoe imbricata*, *Nephtys* spp., *Paraonis fulgens* und *Pherusa plumosa* hinzugekommen sind. Die höhere Biomasse ist auf Polychaeta und auf Gastropoda zurückzuführen (Abb. 38). Aus dieser Verteilung ergibt sich, daß vagile Arten, Arten des oberen und unteren Sedimentstratums sowie karnivore und substratfressende Arten im Rand der Scherbrettspur in Abundanz und Biomasse höhere Werte erreichen als im Kontrollgebiet.

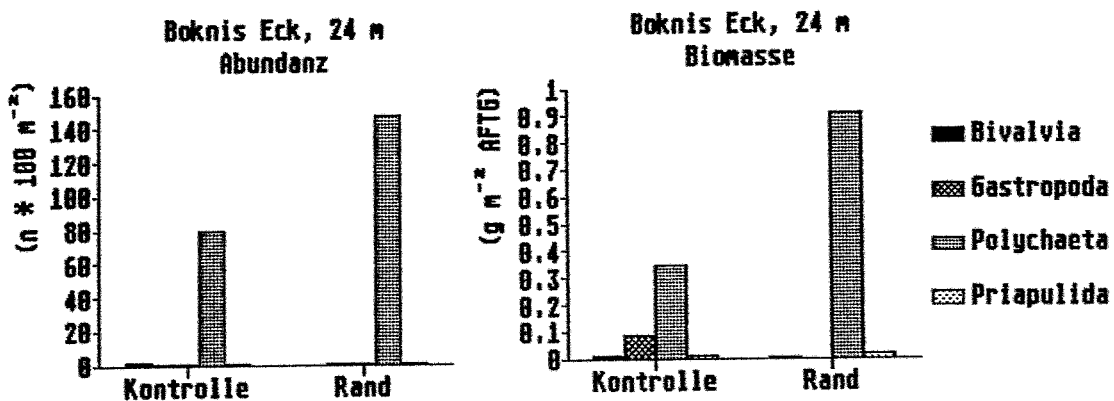


Abb. 38: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Rand im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Boknis Eck, 24 m, 15.4.87. (ermittelt aus zwei Proben).

Am 21.3.88 wurde ebenfalls bei Boknis Eck eine weitere Schleppspur angelegt, aus technischen Gründen nicht mit einem regulären Grundschleppnetz sondern mit einer schweren Ankerkette, die zu einem Knäuel zusammengebunden war. Die mit diesem Kettenknäuel

erstellte Spur am Meeresboden entsprach in Breite und Tiefe einer Scherbrettspur. Die Probennahme erfolgte bei diesem Experiment durch einen video-kontrollierten Olausen-Kastengreifer mit einer Ausstechfläche von 400 cm² (Kap. 2.4.1.). Alle Proben, die nicht eindeutig als aus der Spur entnommen identifiziert werden konnten, wurden verworfen, so daß zwei "Spur"-Proben mit zwei Kontrollproben verglichen wurden.

Auch bei diesem Datenmaterial ist eine deutlich geringere Gesamt-abundanz in der Spur zu erkennen (Abb. 39). Dies wird vor allem hervorgerufen durch geringere Abundanzen und Biomassen von *Mysella bidentata*, *Capitella capitata*, *Eulalia bilineata*, *Pherusa plumosa* und *Polydora ciliata* im Bereich der Spur. Die Crustacea haben in der Spur geringere Abundanzen (*Diastylis rathkei*) oder fehlen gänzlich (*Pontoporeia femorata*), ebenso wie die beiden Gastropodenarten *Cingula striata* und *Retusa truncatula* (Abb. 40).

Vagile Arten, epibenthische und solche des oberen und unteren Sedimentbereichs sind sowohl nach Abundanz als auch nach Biomasse in der Spur weniger vertreten als im Kontrollgebiet. Auch Abundanz und Biomasse aller Formen der Ernährungstypen sind in der Spur zu einigermaßen gleichen Teilen niedriger als in der Kontrolle. Am geringsten scheint dieser Rückgang bei den karnivoren Arten zu sein.

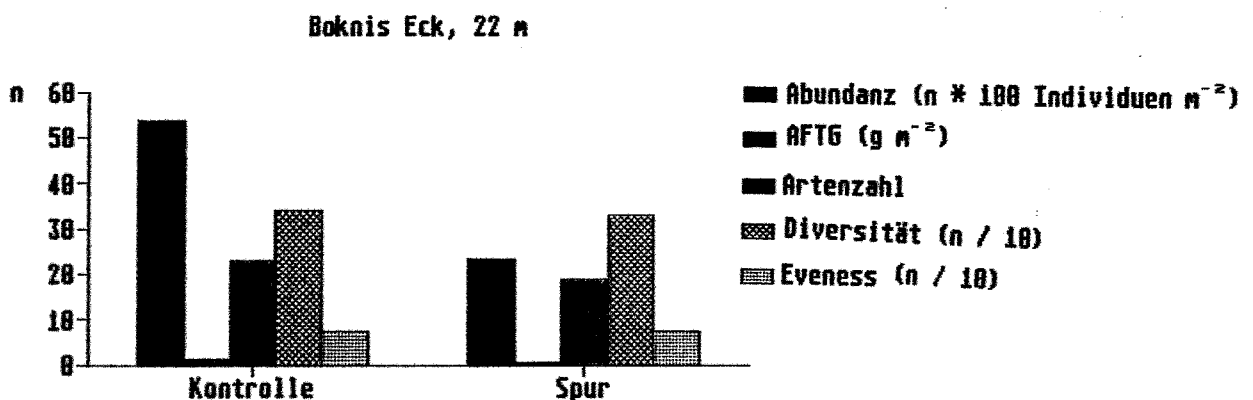


Abb. 39: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Spur im Vergleich. Boknis Eck, 22 m, 21.3.88. (jeweils zwei Proben).

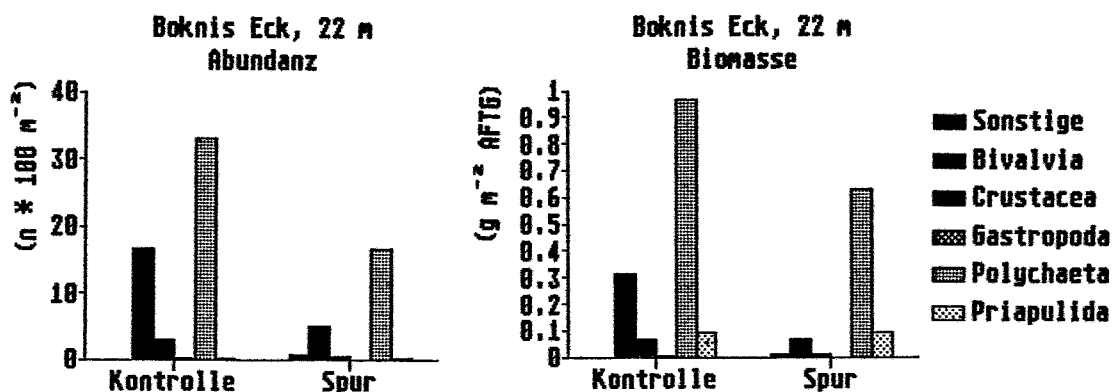


Abb. 40: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus Kontrollgebiet und Spur im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Boknis Eck, 22 m, 21.3.88. (ermittelt aus

Bewohner des oberen Sedimentbereichs, und darunter vor allem die Substrat- und Suspensionsfresser, werden durch die Scherbrettpassage am meisten in Mitleidenschaft gezogen. Epibenthische Arten (Crustacea sowie die Polynoidae unter den Polychaeta) und Bewohner des unteren Sedimentbereichs hingegen ebenso wie vagile und karnivore Arten leiden unter der Scherbrettfischerei am wenigsten.

Die Vermutung liegt nahe, daß die epibenthischen Arten durch den den Scherbrettern vorausgehenden Staudruck nicht verletzt sondern nur verdriftet werden und durch ihre vagile Lebensweise rasch die Scherbrettspuren wiederbesiedeln können. Die Wahrscheinlichkeit zwischen Scherbrettern und Sediment verletzt zu werden, ist dagegen für die benthische Endofauna höher, und die erheblich erniedrigten Abundanzen dieser Organismen in den Scherbrettspuren stützen diese Annahme. Alle vagilen Formen können den Bereich der Scherbrettspuren lateral schnell wiedererobern, und besonders dürfte dies für karnivore Arten zutreffen, die möglicherweise durch ein erhöhtes Nahrungsangebot durch getötete oder verletzte Tier in der Spur angelockt werden.

Interessanterweise sind die Auswirkungen der Scherbrettexperimente in den flacheren Bereichen größer als in den tiefen. An

der 19 m Station ist für 14 von 19 Arten bzw. Taxa eine Abnahme der Abundanz in der Scherbrettspur gegenüber der Kontrolle zu registrieren. In 22 m Wassertiefe weisen sogar 19 von 21 Arten bzw. Taxa in der Spur geringere Abundanzen auf als im Kontrollgebiet, Hingegen konnte in 24 m Wassertiefe konnte für 8 von 12 Arten sogar eine Zunahme der Abundanz festgestellt werden, allerdings ist dieser Bereich ohnehin von nur wenigen Arten besiedelt und ganz überwiegend dominiert von der Polychaeten-gattung *Polydora*, die durch die Scherbrettpassage stark reduziert wurde. Dieser Bereich gehört bereits zu der von kommerziellen Fischern stark genutzten Rinne am Nordrand der Eckernförder Bucht, während die 19 m Station außerhalb des für Fischerei zugelassenen Gebietes liegt, und die 22 m Station einen Übergangszustand darstellt.

Tab. 18: Zusammenfassung der Scherbrettexperimente bei Boknis Eck. Dargestellt sind die Abundanzen der Tiere in Kontrolle und Spur, aufgelistet nach den bevorzugten Sedimentstraten

Art	19 m		22 m		24 m	
	Kontrolle	Spur	Kontrolle	Spur	Kontrolle	Spur
<u>epibenthisch</u>						
<i>Antinoella sarsi</i>					78	52
<i>Cingula striata</i>			13	0		
<i>Diastylis rathkei</i>			225	50	52	104
<i>Hamothoe imbricata</i>	52	0				
<i>Hamothoe impar</i>			38	13	0	26
<i>Hydrobia</i> sp.	156	0				
<i>Musculus discors</i>	0	52				
<i>Mytilus edulis</i>			0	13		
<i>Neomysis integer</i>	52	0				
<i>Pholoe minuta</i>			88	38		
<i>Retusa truncatula</i>			13	0		
<i>Saxicava arctica</i>	0	52				
<u>oberer Sedimentbereich</u>						
<i>Ampharete</i> sp.	52	0				
<i>Anatides maculata</i>			113	0	104	26
<i>Astarte borealis</i>	4271	1198	0	13		
<i>Astarte elliptica</i>	1146	52	50	13	26	0
<i>Astarte montagui</i>	729	156				
<i>Capitella capitata</i>			738	350	365	1145
<i>Eteone longa</i>			13	0		
<i>Eulalia bilineata</i>			150	25		
<i>Macoma baltica</i>	52	0				
<i>Mysella bidentata</i>			1500	438	156	391
<i>Nereimyra punctata</i>	52	0	13	0		
<i>Oligochaeta</i>			0	63		
<i>Paraonis fulgens</i>	52	0	250	188		
<i>Paraonis</i> sp.	0	156				
<i>Pectinaria koreni</i>			325	238		
<i>Pherusa plumosa</i>	52	0	338	100		
<i>Phoxocephalus holbølli</i>	52	0				
<i>Polydora ciliata</i>			413	138		
<i>Polydora</i> sp.					7474	2656
<i>Pontoporeia femorata</i>			75	0		
<i>Terebellidis stroemi</i>	0	208			0	26
<u>unterer Sedimentbereich</u>						
<i>Abra alba</i>			88	13		
<i>Arctica islandica</i>			38	0	26	26
<i>Aricidea jeffreysii</i>	52	52				
<i>Halicryptus spinulosus</i>			25	25	52	104
<i>Mya truncata</i>	52	0			0	26
<i>Nephtys</i> sp.	104	52	38	25		
<i>Scoloplos armiger</i>	52	104	800	550	0	26

3.5.2. Vergleich befischter und unbefischter Areale (großräumig)

Um die langfristigen und großräumigen Auswirkungen der Grundschleppnetzfisherei zu untersuchen, wurden Proben aus intensiv befischten Arealen und aus unbefischten Vergleichsgebieten entnommen, aufgearbeitet und miteinander verglichen.

Für einen solchen Ansatz sind Grunddaten erforderlich, wie die Kenntnis der Präferenzgebiete und des Aufwandes der Fischerei, sowie Voruntersuchungen mit Unterwasser-Video und Kartierung der Scher Brett-Spuredichte, um repräsentative und durch möglichst keine weiteren Unterschiede (Sedimentverhältnisse, Wassertiefe, Sauerstoffsituation) gekennzeichnete befischte Gebiete und unbefischte Referenzgebiete aufzufinden (Kap. 2.1., 3.1. - 3.3.). Vorteilhaft ist, daß Backengreifer als zuverlässige Probennahmegeräte eingesetzt werden können.

Alle im folgenden dargestellten Biomassewerte wurden auch hier ohne *Arctica islandica* berechnet.

Für den Vergleich der Stationspaare Eckernförder Bucht N muß in Betracht gezogen werden, daß der unbefischte Bereich weiter im Inneren der Eckernförder Bucht liegt als der befischte, der Wasseraustausch mit der Kieler Bucht und mithin die Sauerstoffversorgung sind also im unbefischten Bereich ungünstiger. Dies dokumentiert sich zum Beispiel an den Faulschlammgebieten, die im unbefischten Bereichen zur Zeit der Probennahme am 29.4.88 von den tiefsten Bereichen hangaufwärts bis in 24 m Wassertiefe erstreckten (befischter Bereich: 26 m). Da die Sauerstoffversorgung vor allem im Bereich größerer Wassertiefe häufig limitierend für die Besiedlung mit Benthosorganismen ist, sollte ein Vergleich der Stationen, abgesehen vom Einfluß der Grundschleppnetzfisherei, zugunsten der befischten Bereiche ausfallen.

Dies wird deutlich am Beispiel des Stationspaares Eckernförder Bucht N, 18 m (Abb. 41), welches auch in seinem "befischten" Bereich wegen der geringen Wassertiefe außerhalb der für die Grundschleppnetzfisherei freigegebenen Zone liegt; denn diese

be-ginnt erst bei der 20 m Wasserlinie (Kap. 2.1.). Folglich zeigt diese Station einen unbefischten Zustand. Es zeigt sich eine höhere Gesamtabundanz und Artenzahl im "befischten" Bereich, ebenso eine durch die erhöhte Artenzahl angestiegene Diversität bei gleicher Eveness. Die Biomasse ist im befischten Bereich beträchtlich geringer. Sowohl die höhere Abundanz als auch die geringere Biomasse im befischten Bereich läßt sich auf die *Bivalvia* zurückführen (Abb. 42).

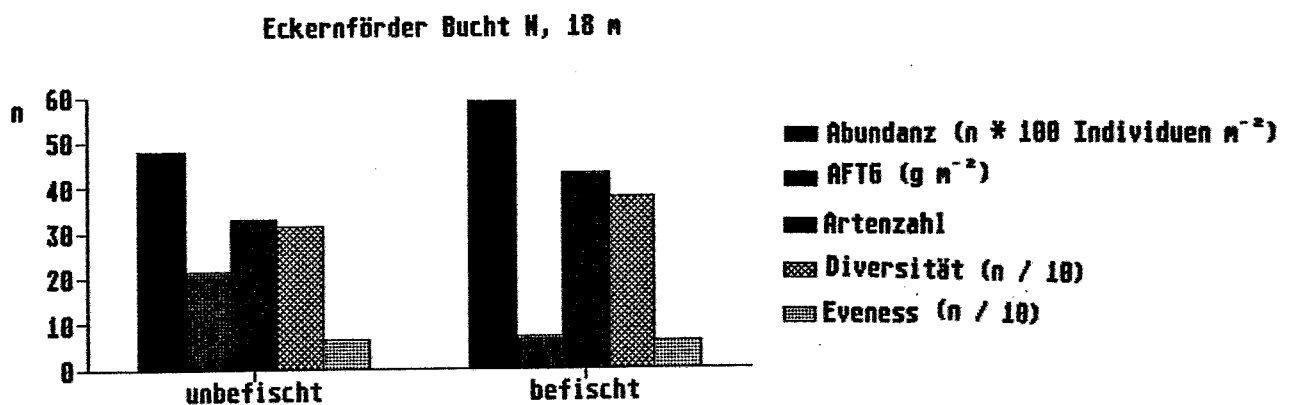


Abb. 41: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Eckernförder Bucht N, 18 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

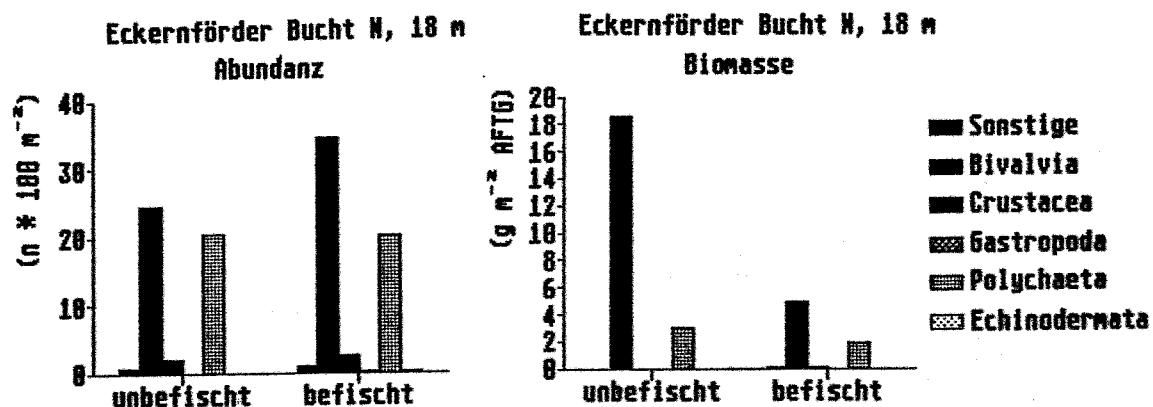


Abb. 42: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Eckernförder Bucht N, 18 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Innerhalb der Bivalvia wird die höhere Abundanz hauptsächlich durch die Muschel *Myrella bidentata* hervorgerufen, die niedrigere Biomasse hingegen durch die beiden Arten der Gattung *Macoma*, welche in der Abundanz ein nur wenig verändertes Bild zeigen. Die Verteilung dieser drei Muschelarten führt auch zu der höheren Abundanz und niedrigeren Biomasse der Organismen des oberen Sedimentbereichs (Tab. 19) sowie der Epistratfresser (Tab. A.6). Die niedrigere Abundanz der vagilen Formen und der Arten des unteren Sedimentbereichs in der befischten Station wird im Wesentlichen durch den Polychaeten *Scoloplos armiger* verursacht.

Der befischte Bereich des Stationspaares der Eckernförder Bucht N, 20 m ist gegenüber dem unbefischten durch deutlich niedrigere Abundanzen bei höherer Artenzahl (29 Arten im befischten, 17 Arten im unbefischten Bereich) und damit verbundenem Diversitätsanstieg gekennzeichnet. Die Gesamt-Biomasse beider Regionen unterscheidet sich nur wenig (Abb. 43). In dieser Wassertiefe findet bereits Grundschleppnetzfisherei statt. Hervorgerufen wird die geringere Gesamtabundanz im befischten Bereich durch Bivalvia (vor allem beide *Macoma* - Arten), durch Polychaeten (wiederum hauptsächlich der substratfressende vagile *Scoloplos armiger*), und durch das nahezu vollständige Fehlen der im unbefischtem Bereich zahlreichen (über 700 Ind / m²) Oligochaeten (Abb. 44).

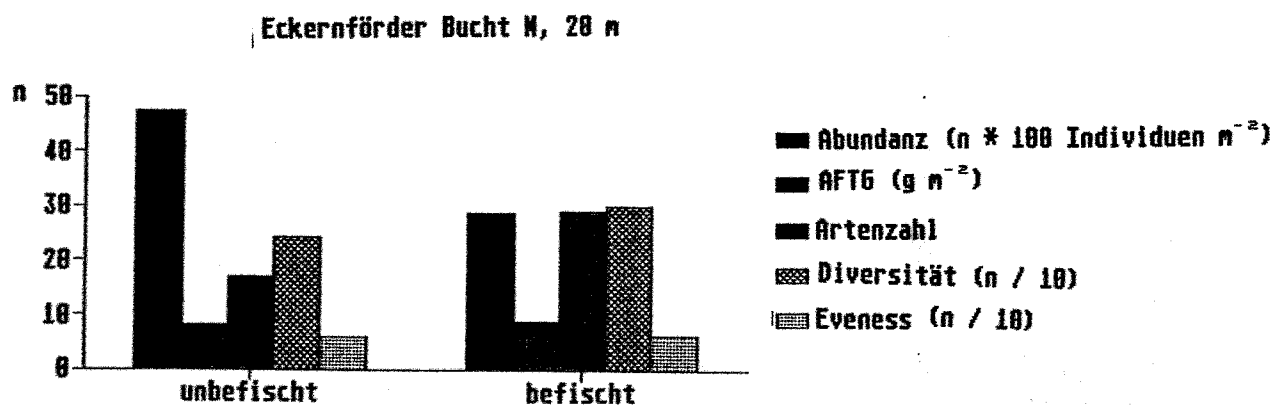


Abb. 43: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Eckernförder Bucht N, 20 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

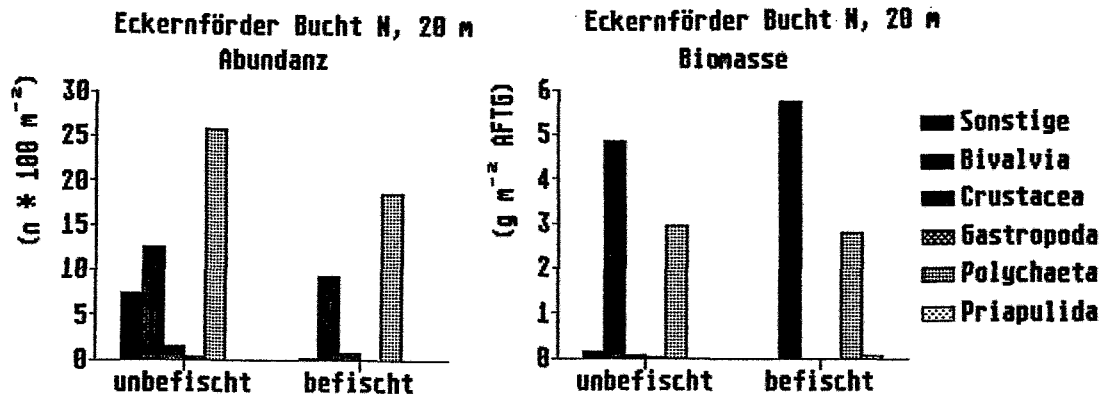


Abb. 44: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Eckernförder Bucht N, 20 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Die befischte Station Eckernförder Bucht N, 22 m weist deutlich verminderte Gesamtabundanz, Biomasse und Artenzahl gegenüber der unbefischten Station in gleicher Tiefenlage auf. Trotzdem ist die Diversität im befischten Bereich aufgrund einer größeren Gleichverteilung der Arten im befischten Bereich höher als im unbefischten (Abb. 45).

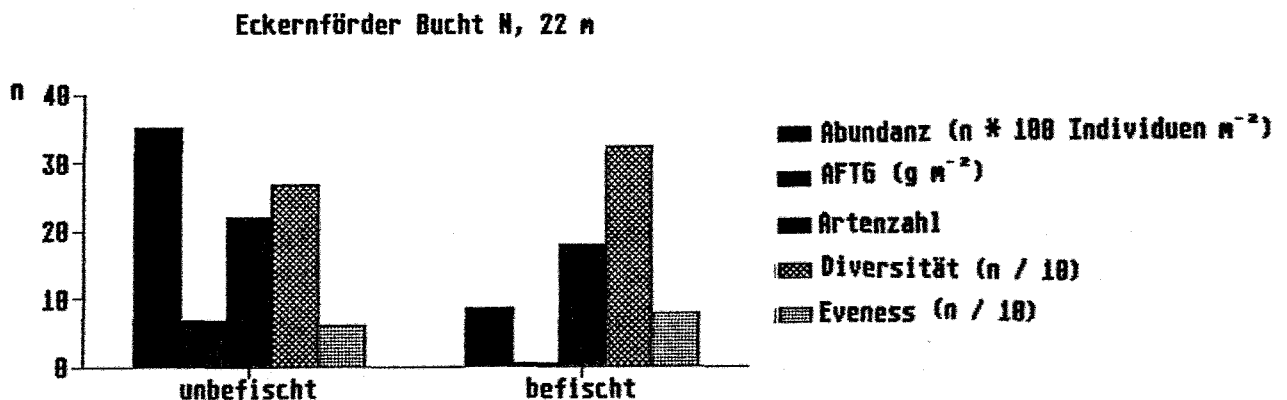


Abb. 45: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Evenness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Eckernförder Bucht N, 22 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Der Arten- und Biomasse-Rückgang wird bedingt durch Bivalvier (*Macoma baltica*, *Macoma calcarea*), Polychaeten (vor allem *Capitella capitata* und *Scoloplos armiger*), sowie Oligochaeten.

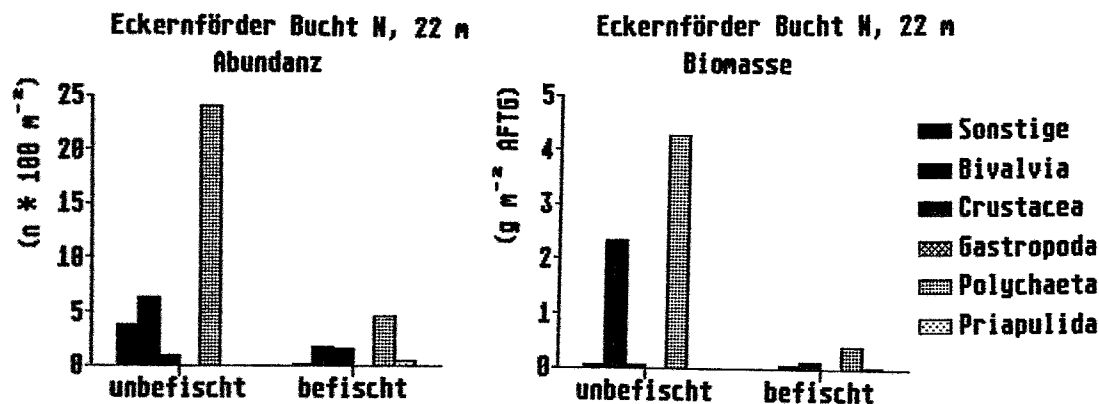


Abb. 46: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Eckernförder Bucht N, 22 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Abundanz und Biomasse epibenthischer Arten ist im befischten Bereich geringfügig höher als im unbefischten, da hier *Diastyllis rathkei* in größeren Mengen angetroffen wurde (Tab. 19).

Mit Ausnahme der epibenthischen Arten sind alle Lebensformtypen in Abundanz und Biomasse in der befischten Station weniger vertreten als in der unbefischten Vergleichsstation (Tab. A.6).

Der Vergleich der Proben der Stationen Eckernförder Bucht N, 24 m zeigt eine ähnliche Tendenz. Die Artenzahl beträgt im befischten Bereich nur 13, gegenüber 23 Arten im unbefischten Bereich. Dadurch ist, trotz höherer Gleichverteilung der Arten im befischten Bereich, die Diversität im unbefischten Bereich höher.

Eckernförder Bucht N, 24 m

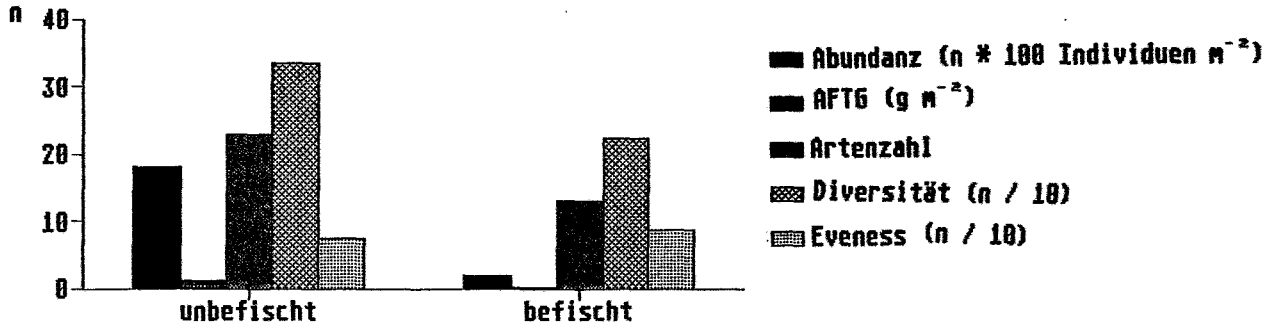


Abb. 47: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Evenness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Eckernförder Bucht N, 24 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Die geringere Abundanz und Biomasse im befischten Bereich betrifft die Bivalvier, hauptsächlich aber die dominante Gruppe der Polychaeten (Abb. 48) und darin die Arten *Capitella capitata*, *Pherusa plumosa*, *Polydora ciliata* und *Scoloplos armiger*.

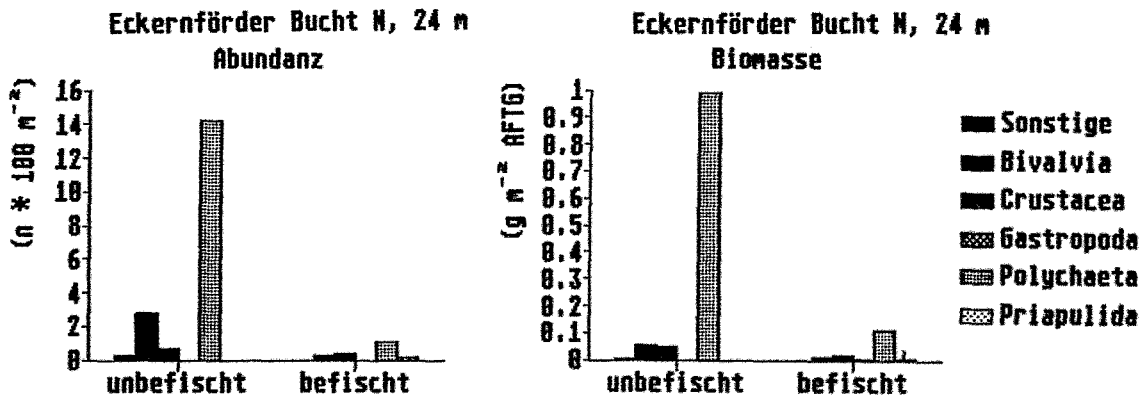


Abb. 48: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Eckernförder Bucht N, 24 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Alle Lebensformtypen sind im befischten Bereich weniger vertreten als im unbefischten, am meisten die vagilen Arten, die Besiedler des oberen Sedimentbereichs, die Epistrat- und Substratfresser (Tab. 19).

In Eckernförder Bucht N, 26 m Tiefe beträgt die Gesamtabundanz im befischten Bereich nur ca. 30% der Abundanz des unbefischten Bereichs. Die Biomasse ist im befischten Bereich nur geringfügig niedriger als im unbefischten, die Artenzahl ist mit 16 (gegenüber 14 Arten im unbefischten) im befischten Bereich sogar höher. Evenness und Diversität sind ebenfalls im befischten Bereich größer als im unbefischten (Abb. 49).

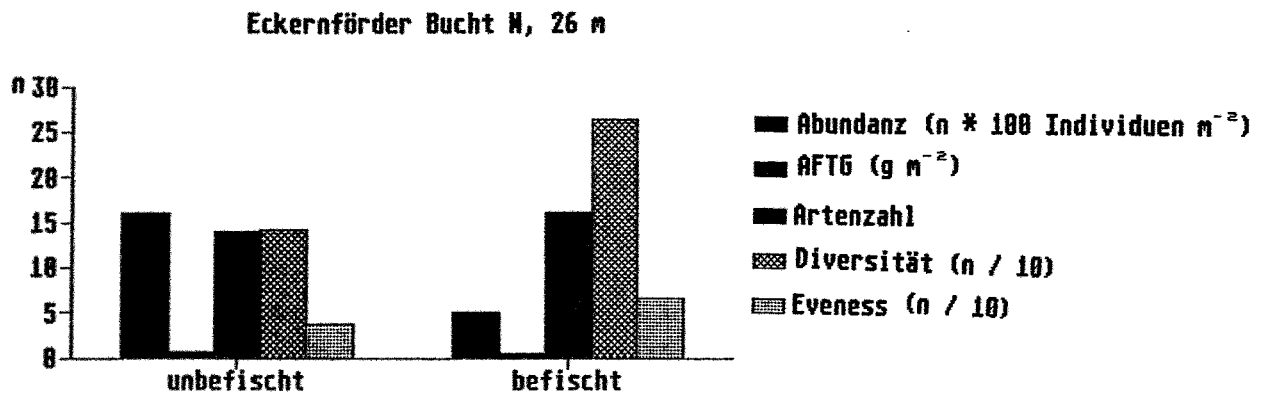


Abb. 49: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Evenness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Eckernförder Bucht N, 26 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

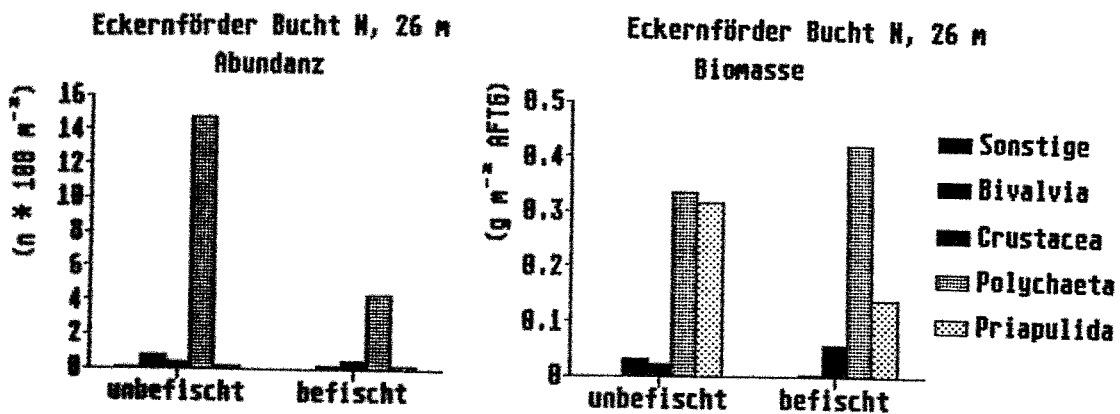


Abb. 50: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Eckernförder Bucht N, 26 m, 29.4.88. (jeweils drei parallele Proben).

Die Muscheln (*Macoma* -Species) sind im befischten Bereich in Abundanz und Biomasse geringer vertreten als im unbefischten. Polychaeten erreichen im befischten Bereich mit nur etwa 30% der Abundanz des unbefischten Bereichs eine um ca. 20% höhere Biomasse. Diese Verschiebung geht auf geringere Abundanzen der kleinen *Polydora ciliata* und höhere Abundanzen der schwereren *Capitella capitata* im befischten Bereich zurück. Der Priapulide *Halicryptus spinulosus* ist zahlenmäßig in beiden Bereichen gleichstark vertreten, seine Biomasse ist im befischten Bereich allerdings deutlich geringer (Abb 50).

Deutliche Unterschiede der Verteilung der Lebensformtypen gibt es vor allem bei den Epistrat- und Suspensions-Fressern sowie bei den Bewohnern des oberen Sedimentbereichs als Folge der geringeren Abundanz von *Polydora ciliata* im befischten Bereich. Bewohner des unteren Sedimentbereichs (*Halicryptus spinulosus*) sind im befischten Bereich in der Biomasse, nicht aber in der Abundanz, weniger vertreten (Tab. 19).

In den beiden Stationen um den Stollergrund, 22.5 m zeigen sich nur wenige Unterschiede in Bezug auf Abundanz, Biomasse, Artenzahl und Diversität (Abb. 51).

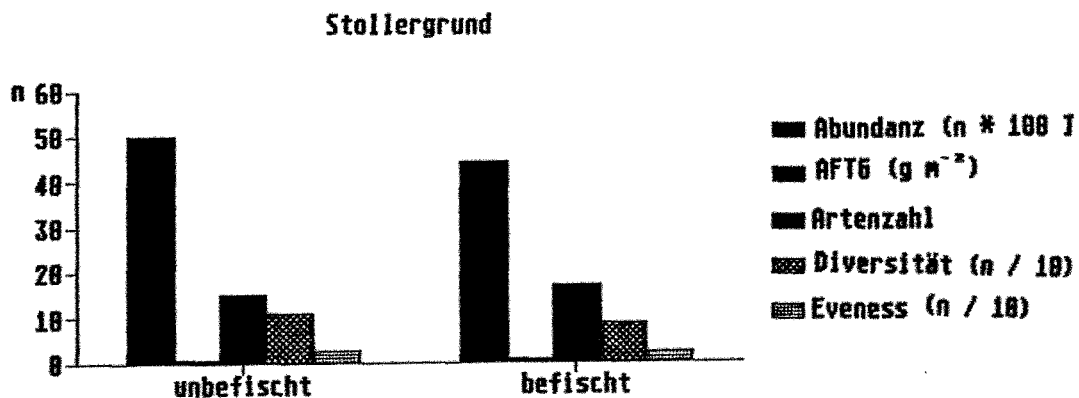


Abb. 51: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Evenness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Stollergrund, 22.5 m, 26.1.89. (jeweils drei parallele Proben).

Bei den systematischen Gruppen wird eine geringere Abundanz und Biomasse der "Sonstigen" (hier ausschließlich von Oligochaeten vertreten), ebenso das Nichtvorkommen von Echinodermen (*Asterias rubens*) im befischten Bereich registriert. Letzteres macht sich im Vergleich mit dem unbefischten Bereich besonders in der Biomasse bemerkbar (Abb. 52).

In den Lebensformtypen werden keine bedeutenden Unterschiede zwischen beiden Bereichen festgestellt (Tab. A.6).

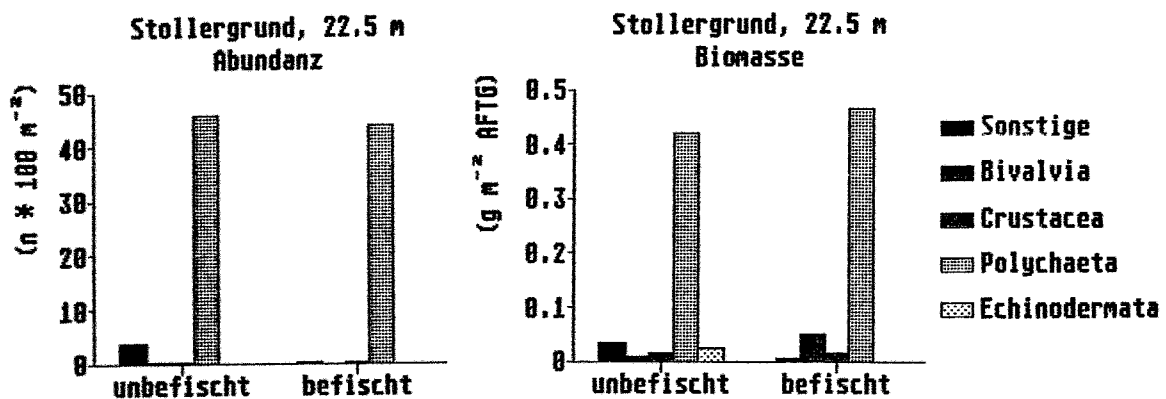


Abb. 52: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Stollergrund, 22.5 m, 26.1.89. (jeweils drei parallele Proben).

Die Süderfahrt, 17 m ist ein bekanntes und stark frequentiertes Fischereigebiet. Als unbefischte Vergleichsstation wurde ein Wrackgebiet inmitten des Bereichs der Süderfahrt gewählt, welches von Fischern gemieden werden soll und nach Voruntersuchungen mit Side-scan Sonar und Unterwasser-Video keine Spuren von Scherbrettern aufwies. Einschränkend muß allerdings betont werden, daß sich auf dem harten Sandgrund in dieser Wassertiefe auch Spuren von Scherbrettern nur undeutlich zeigen würden, und sich die Nichtbefischung dieser Station nicht eindeutig verifizieren ließ. In Kenntnis dieser Unwägbarkeit beziehe ich den Vergleich dieses Stationspaares in die Darstellung der Auswirkungen der Grundschieppnetzfisherei auf das Benthos mit ein.

Im Gegensatz zu den vorher erwähnten Stationen sind hier Abundanz, Biomasse, Artenzahl und Diversität im befischten Bereich höher als im unbefischten, die Eveness ist im unbefischten Bereich geringfügig höher.

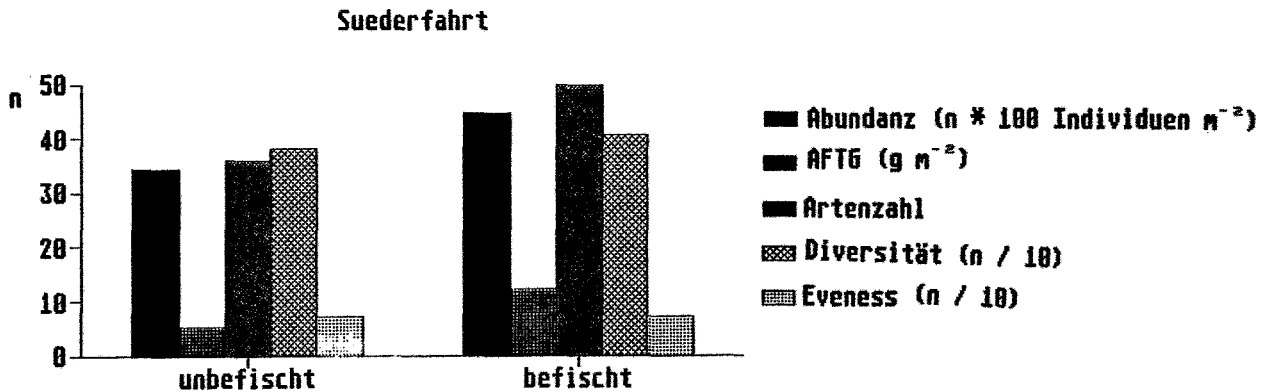


Abb. 53: Abundanz, Biomasse, Artenzahl, Diversität und Eveness der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich. Suederfahrt, 17 m, 14.7.87. (jeweils vier parallele Proben).

Die höheren Abundanzwerte lassen sich auf die Bivalvier und hier besonders auf *Macoma calcarea*, *Macoma baltica* und die drei Arten der Gattung *Astarte* sowie auf die Crustaceen, vor allem *Diastylis rathkei*, zurückführen. Die Biomassezunahme geht vor allem auf die Bivalvier zurück, und darunter wiederum auf *Macoma calcarea* und die Gattung *Astarte* (Abb. 54).

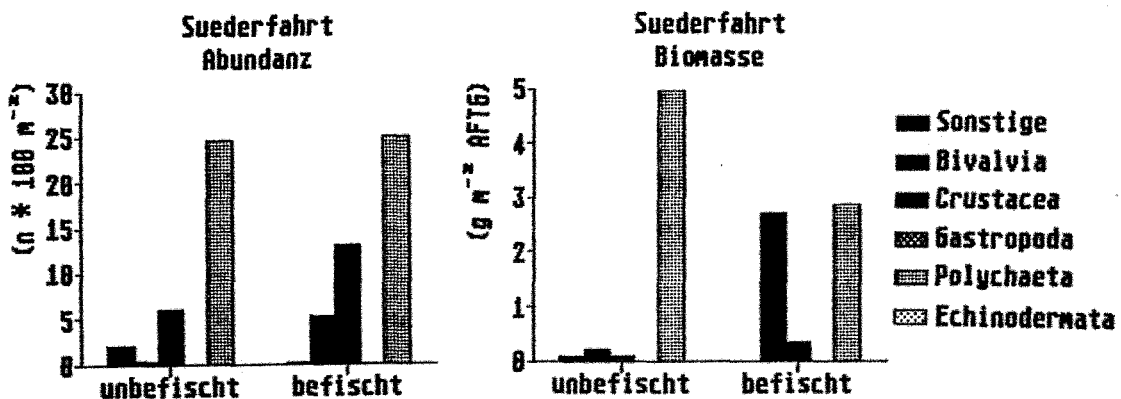


Abb. 54: Abundanz und Biomasse der Makrofauna aus unbefischtem und befischtem Gebiet im Vergleich, aufgeschlüsselt nach systematischen Gruppen. Suederfahrt, 17 m, 14.7.87. (jeweils vier parallele Proben).

Vagile Organismen haben im befischten Bereich geringere Abundanzen aber eine höhere Biomasse als im unbefischten, gleiches gilt für die Bewohner des unteren Sedimentbereichs. Epibenthische Organismen und Bewohner des oberen Sedimentbereichs erreichen höhere Werte im befischten Bereich, sowohl in Abundanz als auch in der Biomasse (Tab. 19).

Epistratfresser haben im befischten Bereich höhere Abundanzen und Biomassen, karnivore Arten und Substratfresser haben im befischten höheren Abundanzen aber eine niedrigere Biomasse als im unbefischten Bereich.

Die deutlichsten Unterschiede zwischen befischten und unbefischten Gebieten bezüglich der Benthosbesiedlung war in der Eckernförder Bucht N zu erkennen, und zwar ab einer Wassertiefe von 20 m, von welcher an Grundschleppnetzfisherei erlaubt ist. Der Vergleich der Gebiete um den Stollergrund zeigte nur geringe Unterschiede zwischen befischtem und unbefischtem Bereich, hauptsächlich eine verringerte Abundanz der Polychaeten (*Scoloplos armiger*, *Polydora ciliata*) und der Oligochaeten. Der Vergleich des Benthos der Süderfahrtstationen ließen keine mit der Fischerei korrelierbaren Unterschiede erkennen, was möglicherweise mit der Stationswahl zusammenhängt.

Hauptsächlich führe ich diese Unterschiede zwischen den Stationspaaren auf den jeweils betriebenen Fischereiaufwand zurück. Im Rinnensystem der Kieler Bucht, welches hier von den Daten aus der Eckernförder Bucht vertreten wird, konzentriert sich die Fischerei auf eine schmale Region, während in den flächigen Fischereigebieten Süderfahrt und nordwestlich des Stollergrundes die Störung pro Flächeneinheit ganz erheblich niedriger sein dürfte.

In allen Fällen, in denen im befischten Bereich geringere Abundanzen festgestellt wurden als im unbefischten Bereich, nahm die Zahl derjenigen Tiere ab, die im unbefischten Bereich die größten Abundanzen gestellt hatten, namentlich Bivalvier und Polychaeten: bei Boknis Eck 20 und 22 m *Macoma baltica*, *Macoma calcarea*, *Capitella capitata* und *Scoloplos armiger*, in einer

Wassertiefe von 24 m auch *Pherusa plumosa* und *Polydora ciliata* , und in 26 m Wassertiefe vor allem *Polydora ciliata* . Ein großer Abundanzrückgang gerade bei den häufigsten Arten läßt die Wirkung der Grundscheppnetzfisherei auf das Benthos als einen unselektiven, zufallsmäßigen destruktiven Einfluß erkennen. Eine Abundanzverminderung proportional zur Dominanz der Arten führt in allen Fällen (mit Ausnahme der Süderfahrt-Proben) zu einer erhöhten Arten-Gleichverteilung und mit dieser häufig zu einer im befischten Bereich höheren Diversität als im unbefischten, zumal die Artenzahl von der Störung in der Regel nicht im gleichen Maße beeinflußt wird wie die Abundanz. Gewöhnlich ist beim Vergleich unbefischter und befischter Stationen die Verringerungen der Abundanzen im befischten Bereich ausgeprägter als die der Biomasse.

In allen verglichenen Gebieten (außer Süderfahrt) sind vor allem die Bewohner des oberen Sedimentbereichs im befischten Bereich weniger abundant als im unbefischten. Im Gegensatz zu den sandigen Stationen sind im befischten Bereich weicher schlickiger Regionen auch die Bewohner tieferer Sedimentschichten in ihrer Abundanz vermindert; dies führe ich auf das tiefere Eindringen von Scherbrettern in diesen weichen Sedimenten mit seinen Folgen für die Bewohner dieser Strata zurück. Die epibenthisch lebenden Crustaceen zeigen sich in der Regel von den Scherbrettern unbeeindruckt.

Tab. 19: Zusammenfassung der Gebietsvergleiche Eckernförder Bucht N, Stolltergrund, Süderfahrt. Dargestellt sind die Abundanzen der Tiere mit mehr als 50 Ind / m² in einer Station, aufgelistet nach den bevorzugten Sedimentstraten. (unbef. = unbefischt, bef. = befischt).

Eckernförder Bucht N		18 m		20 m		22 m		24 m		26 m		Stolltergrund		Süderfahrt	
Art		unbef.	bef.	unbef.	bef.	unbef.	bef.	unbef.	bef.	unbef.	bef.	unbef.	bef.	unbef.	bef.
<u>epibenthisch</u>															
Antinoella sarsi	84	50	57	34	44	24	27	10	44	10				10	63
Anthozoa	10	0					24	0						169	0
Diastylis rathkei	185	188	148	67	77	151	27	34	24	37		10	10	600	1119
Hamothoe imper	0	71			0	17			0	3		10	27	0	3
Pholoe minuta	0	34												270	204
<u>oberer Sedimentbereich</u>															
Anaitides maculata	40	20	17	67	165	30	91	37	24	138		74	24	15	48
Ascidia	0	101												43	0
Astarte borealis	0	161	0	24										3	53
Astarte montagui														3	73
Capitella capitata	10	7	0	74	820	165	114	3	27	208		266	538	5	0
Corbula gibba	158	239	54	124	7	0						7	3	13	0
Eulalia bilineata	13	30					3	0	3	0				0	58
Heteronastus filiformis	10	0			0	3	0	3	0	20		0	13	0	38
Macoma baltica	998	1052	450	188	386	0	188	30	0	3		0	3	3	45
Macoma calcoarea	645	524	696	121	225	30	3	0	27	13				8	297
Macoma spp.							87	0	57	0					
Myrella bidentata	534	1331	0	430	0	7						20	3	0	5
Oligochaeta	67	0	736	13	376	17	3	0	7	3		380	40	0	5
Paranais fulgens				0	3									63	8
Paranais gracilis	7	0	16	0	3	0	34	0						474	209
Pectinaria koreni	272	245	262	134	50	30	44	27	24	3		91	7	0	35
Pterusa plumosa	3	0					474	0				0	3	50	43
Polydora ciliata	71	47	0	64	3	7	326	7	1277	40		4119	3753	48	3
Polydora quadrilobata	0	625	0	74										45	371
Polydora sp.					0	13								0	182
Pygospio elegans	0	225												0	50
Rhodine loveni	3	0					94	0						131	144
Terebellidius stroemi	13	0												474	116
<u>unterer Sedimentbereich</u>															
Abra alba	84	24	30	3										8	0
Arctica islandica	3	30	0	10										91	118
Arctica jeffreysii	0	3	0	13										245	76
Nephtys sp.	114	138	10	47	10	0						13	7	139	78
Scoloplos armiger	1391	430	2204	1307	1267	165	202	17	74	10				255	628

3.5.3. Langfristige Benthosdaten aus der Hohwachter Bucht

Die von WEIGELT (1986) gesammelten Benthosdaten in Verbindung mit der Kartierung der Schleppspurhäufigkeit (Kap. 3.2.) ermöglichte die Auswahl eines Stationspaares für den Vergleich von Zeitreihen aus befischtem und unbefischtem Gebieten. Ein Stationspaar aus der Hohwachter Bucht mit annähernd gleicher Wassertiefe (19 bzw. 20 m) und gleichen Sedimenttyp (sandiger Schlick) stand damit in einer Zeitreihe von fast zwei Jahren zur Verfügung.

Die mittlere Artenzahl war mit 15.5 Arten im befischten Bereich geringfügig höher als im unbefischten (14.2 Arten). Der saisonale Verlauf der Artenzahl beider Stationen war annähernd parallel, die drastische Verringerung der Artenzahl in beiden Stationen jeweils im September bis Oktober ist auf Sauerstoffmangel zurückzuführen.

Die Gesamtabundanz lag im unbefischten Bereich höher. Saisonale Fluktuationen der Abundanz waren dort bedeutend stärker ausgeprägt, nicht jedoch Fluktuationen der Biomasse. Die Abundanzfluktuationen spiegeln die Veränderungen im Bestand der Mollusken (und hier besonders die Muscheln *Abra alba* und *Corbula gibba*) und Polychaeten (*Polydora* spp.) wider, der Verlauf der Biomasse dieser beiden Gruppen ebenso wie Abundanz und Biomasse der übrigen taxonomischen Gruppen lassen keine Beziehung zur Befischung erkennen.

Diversität und Evenness beider Stationen verliefen über den beprobten Zeitraum weitgehend parallel. Station 5 (unbefischt) wies im Jahre 1984 in beiden Indices größere Schwankungen auf, als die befischte Vergleichsstation.

Trotz großer Unterschiede im Befischungsgrad beider Stationen, die durch Side-scan Sonar (Kap. 3.2.) zweifelsfrei festgestellt wurden, unterscheidet sich die Benthosbesiedlung zwischen beiden Stationen nur in einem engen Rahmen, der eher durch unterschiedliche hydrographische und sedimentologische Verhältnisse zu erklären ist. Dies ist erstaunlich, da die Hohwachter Bucht zu den Gebieten mit der höchsten Dichte an Scherbrettspuren in der Kieler Bucht gehört. Vermutlich ist hier, wie in der Süderfahrt

und bei der Station nordwestlich des Stollergrundes, der Fischer-eiaufwand pro Fläche und Zeit aber bedeutend geringer als in den Rinnen der Kieler Bucht, da sich Fischerei auch hier über ein großes Gebiet verteilen kann. Wegen des fast täglichen Übungsschießens der Bundeswehr kann die Hohwachter Bucht ohnehin tagsüber von Fischkuttern nicht befahren werden. Ich vermute, daß sich Scherbrettspuren im Schlick der Hohwachter Bucht bei geringer Erosion sehr lange erhalten, eine hohe Dichte von Scherbrettspuren mithin nicht auch eine intensive Fischerei repräsentiert.

3.5.4. Beschädigung an Tieren

Mit einem Experiment, dessen Ergebnisse hier vorgestellt werden, wurde versucht, durch Scherbretter aufgewirbelte Organismen in nachlaufenden Dredgen aufzufangen (s. Kap. 2.4.4.). Ziel war es, Art und Ausmass der Beschädigungen benthischer Organismen durch Scherbretter zu beschreiben und zu quantifizieren.

Dieses Experiment erbrachte eine große Menge an Tiermaterial. Dominierend und in Anbetracht der Maschenweite der Dredgennetze von 1 cm wohl auch einigermaßen quantitativ erfaßt waren große Muscheln und Seesterne, auch große Polychaeten waren zahlreich vertreten. Die folgende Tab. 20 zeigt die Anzahl und die relative Beschädigungshäufigkeit der häufigsten Arten, getrennt nach Kontrolle (nur Dredge) und Scherbrettprobe (Dredge an Scherbrett angehängt). Die Zahlenwerte für die Scherbrettprobe entsprechen der Summe der beiden Einzelproben.

Tab. 20: Anzahl und relativer Beschädigungsgrad benthischer Organismen in Dredgen

Art	Vergleichsprobe		Scherbrettprobe	
	Anzahl Tiere (1 Dredge)	Beschädigung (in Prozent)	Anzahl Tiere (2 Dredgen)	Beschädigung (in Prozent)
<i>Abra alba</i>	16	18.8	307	32.8
<i>Arctica islandica</i>	62	1.6	390	10.4
<i>Astarte borealis</i>	6	0	92	0
<i>Cardium fasciatum</i>	49	12.2	21	3.0
<i>Corbula gibba</i>	17	0	13	0
<i>Macoma baltica</i>	53	3.8	1651	2.4
<i>Macoma calcarea</i>	2	0	436	13.4
<i>Musculus niger</i>	49	0	62	0.9
<i>Mya arenaria</i>	9	66.7	39	26.3
<i>Asterias rubens</i>	134	2.2	229	12.9

Dünnschalige Muscheln wie *Abra alba*, *Mya arenaria* und *Macoma calcarea* weisen die größten Beschädigungshäufigkeiten in der dem Scherbrett angehängten Dredge auf, ebenso wie der Seestern *Asterias rubens*. Als sehr wenig betroffen von mechanischen Störungen erweisen sich dickschalige Muscheln wie *Astarte borealis*, *Corbula gibba* und *Musculus niger*, aber auch interessanterweise *Macoma baltica*, die, ganz anders als ihre Gattungsschwester *Macoma calcarea*, nur in sehr geringem Maße beschädigt wird. Daß bei den beiden Muscheln *Mya arenaria* und *Cardium fasciatum* in der Vergleichsprobe mehr beschädigte Arten vorgefunden wurden als in der Scherbrettprobe, erklärt sich im Falle von *Mya arenaria* aus der geringen - und damit statistisch unaussagefähigen - Anzahl dieser Muscheln in der Vergleichsprobe. Im Falle von *Cardium fasciatum* fehlt eine plausible Deutung.

Für die Arten, die sowohl in der Vergleichsprobe als auch in der Scherbrettprobe in relativ hoher Anzahl vorgefunden wurden, wird in der Abbildung 55 der Vergleich zwischen beiden Probennahmen dargestellt:

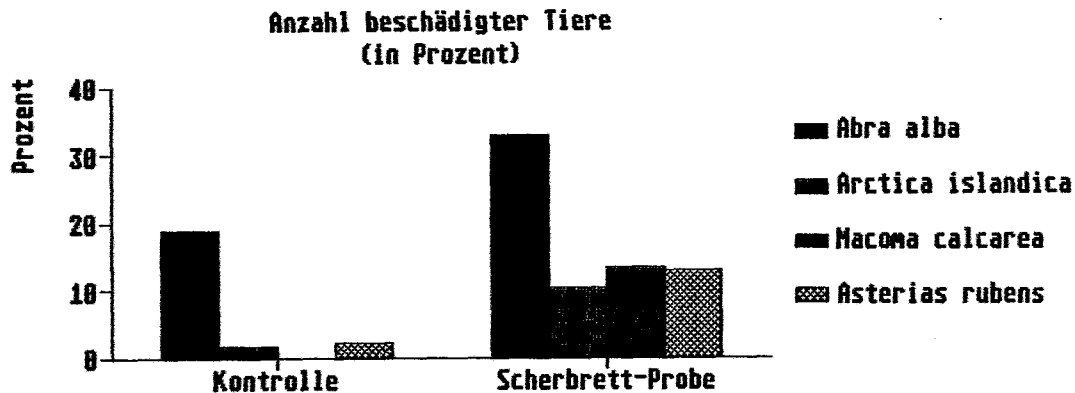


Abb. 55: Vergleich der Beschädigungsraten zwischen Vergleichsprobe (nur Dredge) und Scherbrettprobe (Dredge an Scherbrett angehängt) an ausgewählten Arten

Die Menge an erbeuteten *Arctica islandica* in der Scherbrettprobe erlaubte es, einen Vergleich zwischen Größe und Beschädigungsgrad der Muschel zu ziehen. Man erkennt eine ansteigende Beschädigungshäufigkeit mit der Größe der Muscheln, die im Bereich oberhalb von 3.5 cm Schalenlänge einen Wert von 50 % erreicht (Abb. 56).

Eine Darstellung der Art der Beschädigung an diesen Muscheln gibt Abb. 57. Die überwiegende Menge von beschädigten *Arctica islandica* war in nicht näher definierbarer Weise zerquetscht, bei jeweils 12.5 % war entweder der Wirbel oder der gegenüberliegende Teil der Schale angebrochen, die verbleibenden 15.6 % wiesen lediglich Risse an ihrer Schale auf.



Abb. 56: Beschädigungshäufigkeit in Abhängigkeit der Größe bei *Arctica islandica* (Prozentualer Anteil der beschädigten Muscheln an der Gesamtzahl der Muscheln in der Scherbrettprobe, aufgeteilt pro Größenklasse)

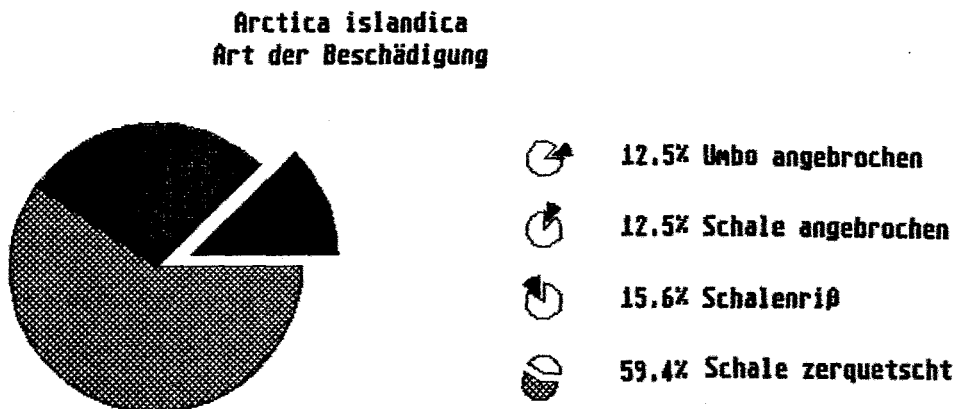


Abb. 57: Verteilung der Beschädigungsart auf die Gesamtmenge beschädigter Muscheln (*Arctica islandica*)

Die dünnschalige Muscheln *Abra alba* , *Mya arenaria* und *Macoma calcarea* und der Seestern *Asterias rubens* werden durch Scherbretter in hohem Maße beschädigt. Die dickschalige Muscheln *Astarte borealis* , *Corbula gibba* und *Musculus niger* scheinen hingegen gegen die mechanische Belastung durch Scherbrettfischerei recht resistent zu sein. Die Beschädigungsrate von *Arctica islandica* ist abhängig von ihrer Größe. Große Exemplare werden durch das ungünstigere Verhältnis zwischen angreifbarer Oberfläche und Schalendicke durch Scherbretter in höherem Maße beschädigt als kleinere Exemplare.

4. Diskussion

4.1. Fischereiaufwand / Sedimentbewegung

Wie aus Kap. 3.1. hervorgeht, werden in der Kieler Bucht ca. 333 km² pro Jahr durch Scherbretter gestört. Diese Näherung basiert auf der Annahme, daß die Scherbretter mit 2/3 der Länge ihrer Unterkanten den Boden durchpflügen und damit Spuren von 0.8 m Breite hinterlassen.

Die von mir an Hand von UW-Video abgeschätzte Breite der Scherbretts Spuren im Untersuchungsgebiet liegt tatsächlich im Median bei 0.8 m, womit ich mich unterhalb des Wertes von 1.1 m (BERNHARD 1989, vergl. auch WERNER et al. 1990), der von Tauchern in der Eckernförder Bucht ermittelt wurden, befinde.

BERNHARD (1989) unterscheidet bei Taucherinspektionen verschiedener Scherbretts Spuren drei Formtypen, von denen zwei den unterschiedlichen Erhaltungszustand von im Querschnitt symmetrischen Spuren betreffen, der dritte aber eine asymmetrische Form mit einem flachen und einem steilen Hang beschreibt. WERNER et al. (1990) deuten diese Asymmetrie als Effekt von Scherbrettern, die nicht mit ihrer gesamten Unterkante, sondern nur mit der inneren Ecke durch das Sediment gezogen werden. Auch CADDY (1973) erwähnt, daß auf hartem Sediment nur die schweren, inneren Ecken der Bretter das Sediment durchpflügen; deshalb war auch bei seinen Untersuchungen die rechnerisch aus Scherbrettlänge und Anstellwinkel ermittelte Breite der Spuren immer größer als die beobachtete. In der Regel werden Fischer die Einstellung der Scherbretter so wählen, daß sich eine Tendenz zum "auf den Hacken laufen" ergibt, um zu vermeiden, daß sich das Brett in den Grund einbohrt (Dr. DAHM, Hamburg, pers. Mitt.). Dabei werden die Bretter umso steiler ausgerichtet sein, je härter das Sediment ist. Bei dem gewöhnlich weichen Sediment der Fischgründe in der Kieler Bucht sollte diese Scherbrettlage nicht sehr ausgeprägt sein.

Spuren "hüpfender" Scherbretter wurden gehäuft in der Eckernförder Bucht gefunden. Der Mechanismus dieser Scherbrettbewegung wird von WERNER et al. (1990) beschrieben. Derartige Sprungbe-

wegungen können z.B. durch Steine ausgelöst werden, führen dann aber nicht zu solch regelmäßigen und langen Spuren, wie dies in der Eckernförder Bucht beobachtet wurde; außerdem gibt es in der Eckernförder Bucht in diesem Bereich keine Steine am Meeresboden. Regelmäßige Sprungbewegungen der Scherbretter können zum anderen durch ein falsch eingestelltes Grundschieppgerät verursacht werden, bei welchem das Zusammenspiel zwischen Auftriebsmoment und Schermoment gestört ist. In jedem Fall ist ein solches Verhalten von den Fischern nicht beabsichtigt und nicht erwünscht, da es zu erhöhtem Energieverbrauch und Materialverschleiß führt.

Durch die größere Tiefe und die steilere Hangneigung zeichnen sich die asymmetrischen Spuren in Side-scan Sonar-Aufzeichnungen stärker ab, und sind in Videoaufnahmen durch die stärkere Kontrastwirkung besser zu erkennen; sie dürften damit in einer Gesamtabschätzung überrepräsentiert sein. Es ist in Betracht zu ziehen, daß in die Breitenabschätzung Spuren unterschiedlichen Alters miteingegangen sind, also auch ältere und damit partiell erodierte. Bei diesen wird in vielen Fällen die Hangneigung der Spuren zu flach sein, um mittels Side-scan Sonar abgezeichnet zu werden. Insofern erscheint mir ein Ansatz von 0.8 m Spurbreite, der für die Bilanzierungen eingesetzt wird, als konservativ.

Für die Tiefenabschätzung der Scherbrettspuren (im Mittel ca. 15 cm im Schlick) gilt in Bezug auf die Erosion grundsätzlich dasselbe wie bei der Breite: Jede Messung oder Abschätzung ergibt nach eingesetzter Sedimentation und Erosion der Spuren nur einen Minimalwert der ursprünglichen Tiefe. Für die Tiefe der Scherbrettspuren läßt sich kein Wert aus dem Fischereigerät ableiten, so daß allein die mit Video abgeschätzten Werte (Kap. 3.3.1.) und die Taucherbeobachtungen (BERNHARD 1989) zugrundegelegt werden.

ARNTZ & WEBER (1970) erwähnen bei ihren Beobachtungen an Scherbrettspuren im schlickigen Feinsand der Kieler Bucht, daß die (schräg laufenden) Scherbretter am Innenrande der Spur einen "Wall" aufwerfen. BERNHARD (1989) fand bei der Vermessung von acht Scherbrettspuren im Schlickbereich der Eckernförder Bucht

lediglich bei einer dieser Spuren eine derartige "Anhäufelung", die zudem sehr undeutlich und ungleichmäßig ausgebildet war. Die Querschnittsfläche dieser Aufwerfung war sehr viel kleiner als die Querschnittsfläche der Spur selbst. Auch die in WERNER et al. (1990) beschriebenen Ergebnisse zeigen, daß Randwälle nur in wenigen Fällen zu beobachten waren. Die Autoren kommen dennoch zu dem Schluß, daß ein großer Teil des aus den Spuren verfrachteten Materials in solchen Wällen abgelagert wird, dann aber als besonders exponierte Struktur dem Angriff bodennaher Strömungen in starkem Maße ausgesetzt ist und rasch wieder abgetragen wird.

Alle mir zugänglichen Videoaufzeichnungen und Taucherbeobachtungen auch frischer Spuren (erkennbar an scharfen Kanten) zeigen, wenn überhaupt, nur sehr kleine Erhebungen im Randbereich der Scherbrettspuren auf Schlicksediment (vergl. Abb. 13). Daraus folgt, daß im Schlickbereich die weitaus überwiegende Menge des durch Scherbretter bewegten Sediments nicht zur Seite geschoben wird, sondern in die Wassersäule resuspendiert wird. Dieser Sachverhalt wird u.a. auch belegt durch Videountersuchungen an laufenden Scherbrettern (BFA Hamburg, Marine Laboratory Aberdeen).

Der Mechanismus der Resuspension des Sediments beruht neben dem direkten Aufwirbeln durch Scherbretter auf der Erosion durch Strömung im bodennahen Bereich, welche entweder durch Wind- und Wellenwirkung oder durch die Sogwirkung der Scherbretter hervorgerufen wird. Für nicht-bindige Böden (z.B. Sand) hat die Korngröße den dominierenden Einfluß auf das Resuspensions- und Sedimentationsgeschehen, da das Gewicht der Partikel im Verhältnis zur dritten Potenz des Durchmessers steht (RHANDIVI 1982). Es ist deshalb erklärlich, wie es zu den von ARNTZ & WEBER (1970) beobachteten Aufwerfungen des Sandsedimentes kommt. Der Sand wird entweder gar nicht oder nur zum Teil resuspendiert, in jedem Falle aber wird er im Bereich abnehmender Strömungsgeschwindigkeit am Innenrand bald nach der Passage der Scherbretter sedimentieren.

In bindigen Sedimenten (z.B. Tonen, also im Schlickbereich) ist für die Resuspension das Gewicht der Teilchen belanglos gegenüber

den elektrochemischen Kräften, welche durch Wechselwirkung zwischen Tonmaterialien und Elektrolyt ein Ton-Wasser-Elektrolyt-system bilden und die mechanischen Eigenschaften bestimmen (RHANDIVI 1982). Relevante Parameter dieser Wechselwirkungen sind: Korngröße, Dispersionsverhältnis, Tonanteil, Atterberg-Grenzen, Schub- und Zugfestigkeit, Wassergehalt, Salzgehalt, Temperatur und Natrium-Adsorptionsverhältnis. Als entscheidende und leicht zu messende Parameter haben sich Wassergehalt und Salzgehalt herausgestellt (RHANDIVI 1982). Der Wassergehalt der von mir untersuchten Schlicke bei Boknis Eck war mit 70-80% (entsprechend einer Porosität von 0.85-0.91) außerordentlich hoch, so daß auch das Resuspensionsvermögen des Sediments sehr hoch sein dürfte.

Resuspendiertes feinkörniges Material mit hohem organischen Anteil ist in der Lage, sehr lange in Suspension zu verbleiben und damit sich über eine große Fläche zu verteilen: Nach einem starken Nordoststurm im August 1989 war mehrere Wochen lang die bodennahe Schicht im Rinnensystem der Kieler Bucht derart trübe, daß Taucharbeiten unmöglich waren (D. MILKERT, pers. Mitt.).

Die Erhaltungsdauer von Scherbrettspuren am Meeresboden wird im wesentlichen durch den Sedimenttyp und die Strömungsverhältnisse im bodennahen Bereich gesteuert.

In Sandsedimenten ist die Erhaltungsdauer nur kurz, da diese Gebiete stärker durch Wellen und Strömungen umgelagert werden (v.GRAFENSTEIN 1982; WERNER et al. 1976) und dort wegen der relativen Härte des Sediments Scherbretter weniger tief eindringen. MARGETTS & BRIDGER (1971) stellten beispielsweise eine Erhaltungsdauer von Baumkurrenspuren auf sandigem Sediment der Nordsee fest, die nur im Bereich von Stunden lag.

Anders sieht es auf den schlickigen Sedimenten der Kieler Bucht aus, die den relevanten Bereich für die Grundschleppnetzfisherei im Untersuchungsgebiet darstellen. BERNHARD (1989) konnte eine durch Form und Lage charakteristische Scherbrettspur in der inneren Eckernförder Bucht in Side-scan Sonar-Aufnahmen über den gesamten Zeitraum, für den Datenmaterial vorhanden war (annähernd 5 Jahre) wiedererkennen. Er beschreibt für diesen Zeitraum eine weitgehende Verwischung dieser Spur. Wenn eine ursprünglich ca.

15 cm tiefe Scherbrettspur sich im Laufe einiger Jahre bis zur Grenze des Auflösungsvermögens des Side-scan Sonars (mehrere cm, siehe Kap. 2.2.1.) verwischt, so bedeutet dies eine größere Sedimentverlagerung, als sie durch die natürliche Sedimentationsrate (3.1 mm / Jahr, ermittelt durch ^{210}Pb Verteilung im Sediment, BALZER et al. 1987) erklärt werden kann.

Für die Bilanzierung der Sedimentbewegung, die im folgenden versucht wird, beziehe ich mich auf die bereits dargestellten Erhebungen über den Fischereiaufwand (Kap. 3.1) und auf die Eindringtiefe der Scherbretter in verschiedenen Sedimenttypen (Kap. 3.2.).

Um zu einer Minimalschätzung zu gelangen, unterstelle ich eine gleichmäßige Verteilung der Fischerei in der Kieler Bucht außerhalb der Drei-Meilen-Zone, ohne fischereiliche Präferenzgebiete, wie Dorschmulde, Millionenviertel und Hohwachter Bucht, die alle Schlickgebiete sind, besonders zu berücksichtigen. Dabei werden pro Jahr folgende Flächen und Sedimentvolumina durchpflügt:

Tab. 21: Durch Scherbrettfischerei gestörte Sedimentflächen (km²) und Sedimentvolumina (10⁶m³)

	Sand	schlickiger Sand	sandiger Schlick und Misch- sediment	Schlick	Rest- und Mosaik sediment	Insgesamt
Fläche (km ²)	77	93	49	58	56	333
mittlere Eindringtiefe der Scherbretter	2cm	5cm	10cm	15cm	1cm	-
(nach eigenen Video-Aufzeichnungen, vergl. BERNHARD 1989, WERNER et al. 1990)						
bewegtes Sediment- volumen (in 10 ⁶ m ³)	1.54	4.65	4.90	8.70	0.56	20.35

HEALY & WERNER (1987) bilanzieren das gesamte postglazial abgelagerte Sedimentvolumen der Kieler Bucht (wobei sie den Fehmarn Belt und den südlichen Teil des Kleinen Belts miteinbeziehen) auf $5.447 \cdot 10^9$ m³ Schlick und $0.861 \cdot 10^9$ m³ Sand, zusammen ca $6.3 \cdot 10^9$ m³ Sediment. Mit voneinander unabhängigen Methoden gelangen sie zu $2.6 \cdot 10^9$ m³ erodiertem Geschiebemergel, wobei $0.9 \cdot 10^9$ m³ aus Klifferosion und $1.7 \cdot 10^9$ m³ aus unterseeischer Abrasion stammen. Bei einer nach RUCK (1971) angenommenen Zerlegung von 1.0 m³ Geschiebemergel zu 1.9 m³ Schlick und 0.3 m³ Sand ist die Summe des erodierten Volumens mit 6.3 bis $6.4 \cdot 10^9$ m³ fast identisch mit dem Gesamtvolumen der postglazial akkumulierten Sedimente der Kieler Bucht. HEALY & WERNER schließen daraus, daß die Kieler Bucht als quasi-geschlossenes System im Hinblick auf Erosion und Ablagerung funktioniert.

Diese Sedimentmengen wurden nach HEALY & WERNER (1987) hauptsächlich erodiert, seitdem der Meeresspiegel etwa sein heutiges Niveau erreicht hat, d.h. seit ca. 6000 v. Chr. Bei gleichblei-

bender Erosion seit 8000 Jahren würde dies eine jährliche Erosion von $0.325 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Geschiebemergel bedeuten und zu einer jährlichen Sedimentzufuhr von $0.681 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Schlick und $0.108 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Sand, zusammen $0.789 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Sediment führen.

Dieser natürlichen jährlichen Sedimentzufuhr in der Größenordnung von $0.8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ steht die durch Scherbrettfischerei bewirkte Sedimentbewegung von $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ im Jahr entgegen, die also 25 mal höher liegt, und insgesamt etwa 0.32 % der gesamten post-glazial akkumulierten Sedimentmenge der Kieler Bucht betrifft. Für Schlicklagen in der Kieler Bucht beträgt die Sedimentation 2 mm / Jahr (ZEITZSCHEL 1965) oder, nach Kompression in tieferen Sedimentlagen, 1.4 mm / Jahr (ERLENKEUSER 1976). Eine 15 cm tiefe Scherbrettspur entspricht also ca. 100 Jahren Sedimentation. Wenn jährlich 20% des Schlicks und sandigen Schlicks der Kieler Bucht durchpflügt werden, bedeutet dies, daß das Sediment dieses Bereichs in 100 Jahren 20 mal durch Scherbrettfischerei resuspendiert wird und an anderer Stelle sedimentiert, bis es endgültig geologisch deponiert wird. Dieser Effekt verstärkt den Prozess des "resuspension loop" (GRAF, 1989) und verstärkt den bioturbierten Partikelaustausch zwischen tieferen Schlicklagen und der Sedimentoberfläche, den POWILLEIT (1988) durch Untersuchungen an *Halicryptus spinulosus* darstellte, um ein Mehrfaches.

KHANDRICHE et al. (1986) führen aus, daß die kurzfristige Sedimentation nach sturminduzierter Resuspension in manchen Lagen der Kieler Bucht ein mehrfaches der gemittelten Jahressedimentation aus erodiertem Material betragen kann. Es gelang den Autoren leider nicht, die Menge des resuspendierten Sedimentmaterials zu quantifizieren, weswegen die Möglichkeit entfällt, die "Sturmerosion" mit der "Scherbrett-Erosion" zu vergleichen. Bei sturminduzierten Sedimentlagen konnte festgestellt werden, daß die feinkörnigere Komponente des resuspendierten Sediments, die sich häufig erst nach dem Sturm ablagert, den Medianwert der Korngrößen der Sturmablagerungen soweit absenkt, daß diese Lagen sich nicht mehr von den in den entsprechenden Wassertiefen charakteristischen Sedimenten unterscheiden (KHANDRICHE et. al. 1986). Gleiches dürfte auch für die Sedimentation der durch

Scherbretter aufgewirbelten Sedimente gelten.

Sturmerosion und Scherbrett-Erosion von Sediment führen so zu einer beständigen Fraktionierung der Korngrößen des Oberflächensediments. Dieser Mechanismus, verbunden mit zum Teil erheblicher Bioturbation und den damit einhergehenden Verwühlungen des Sediments, mag dazu führen, daß es in Anbetracht der dichten Scherbrettspuren am Boden der Eckernförder Bucht "erstaunlich (erscheint), daß man ... nicht häufiger gestörte, d.h. aus chaotischen Gefügen bestehende Oberflächensedimente findet" (KHANDRICHE et. al. 1986). BERNHARD (1989) weist allerdings anhand radiographischer Untersuchungen nach, daß es zu verschiedenen sedimentologischen Verwindungen und Verwicklungen im Bereich der Sohle der Scherbrettspuren kommt.

Das durch die Scherbrettfischerei zunächst geschaffene Spuren-Relief am Meeresboden wird also gleichzeitig durch die erhöhte Erosion und Sedimentation in fischereilich genutzten Gebieten in höherem Maße nivelliert, als dies durch natürliche Sedimentationsvorgänge der Fall wäre. Verbunden mit einem vermutlich konservativen Verhalten der Fischer in der Wahl ihrer Haupt-Fanggründe (vergl. Abb. 7 mit Abb. 8) führt dies zu einer Balance zwischen entstehenden und vergehenden Scherbrettspuren am Meeresboden, wobei das durch Spuren erkennbar gestörte Areal etwa 1.5 bis 2 mal größer ist als das jährlich erneut durchpflügte Areal von ca. 333 km².

4.2. Nährsalze

4.2.1. Nährsalze und ihre Beziehung zum Sediment im Allgemeinen

Als Nährsalze werden hier die pflanzenverfügbaren gelösten Salze Silikat, Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat verstanden. Diese Stoffe liegen in der Wassersäule im Jahresgang in unterschiedlichen Konzentrationen vor, was zuerst von v. BODUNGEN (1975, 1986) für die Kieler Bucht beschrieben wurde.

Im Winter nach erfolgter Durchmischung und bei geringer Umsetzung durch die weitgehend reduzierte Tätigkeit autotropher Organismen sind die Nährsalze relativ gleichmäßig über den Wasserkörper verteilt (SMETACEK et al. 1976). Durch den Beginn autotropher Prozesse ("Algenblüte") im Frühjahr werden die Nährsalze durch phytoplanktische Algen aufgenommen und gelangen beim Absterben der Phytoplankter durch Sedimentation an den Meeresboden. Gleichzeitig bilden sich durch Temperatur- und Salzgehaltsunterschiede stabile Schichtungen aus, die eine Rückführung der Nährsalze durch turbulente Vermischung in die euphotische Zone unterbinden. Bei hoher Produktion im Sommer erhalten die Phytoplankter ihre Nährsalze entweder aus der Remineralisierung innerhalb der oberen, lichtdurchfluteten Wasserschicht(en), oder durch sehr starke Aufwirbelung, z.B. durch Stürme. Im Herbst kommt es gewöhnlich zu einer erneuten "Blüte", da durch Abkühlung und Stürme die tieferen Wasserschichten, die wegen Photosynthese verhindernden Lichtmangels mit Nährsalzen angereichert sind, sich mit dem Oberflächenwasser vermischen. Zu Beginn des Winters vermindern dann die Licht- und Temperaturbedingungen die autotrophen Prozesse weitgehend.

Mikrobiell gesteuerter Abbau von sedimentärer organischer Substanz ist in küstennahen Bereichen und anderen eutrophen Gebieten eine Hauptquelle von Nährsalzen für Primärproduzenten im darüberstehenden Wasserkörper (bis zu 100% nach ZEITZSCHEL 1980, siehe auch BILLEN 1978, DAVIS et al. 1975, KLUMP & MARTENS 1981, NIXON et al. 1976, 1980 und ROWE et al. 1977).

Der hohe Bedarf an terminalen H-Akzeptoren führt zu einer raschen Aufzehrung des Sauerstoffs innerhalb des Sediments und an-

schließlich zu einer Reihe von anaeroben Atmungsprozessen, die zur Reduktion von Nitrat, Eisen- und Manganoxiden, Sulfat und CO_2 führen (BERNER 1971, CLAYPOOL & KAPLAN 1974, FROELICH et al. 1979, GOLDBERGER & KAPLAN 1975, HYLLEBERG & RIIS-VESTERGARD 1984, KLUMP & MARTENS 1981, MARTENS 1978 u.a.).

Die Konzentrationen gelöster Stoffe im Porenwasser spiegeln das Gleichgewicht zwischen Produktion und Verlust im Sediment wieder. Sie werden durch verschiedene Transportprozesse und Parameter bestimmt:

1. Eintrag organischer Substanz in das Sediment

Organische Substanz gelangt durch Sedimentation planktischer Organismen auf die Sedimentoberfläche, von dort wird sie durch heterotrophe Organismen in das Sediment eingearbeitet. Sedimente in Gebieten hoher Sedimentation (Schlickgebiete) haben den höchsten Gehalt an organischem Kohlenstoff.

2. Lösungs- und Festlegungsprozesse im Porenwasser

Mikrobieller Abbau sedimentierter organischer Substanz führt zur Freisetzung von gelösten Nährsalzen, die durch Adsorption, Ausfällung oder andere chemische Festlegungsprozesse oder durch erneute Inkorporation in Organismen festgelegt werden können. Diese Festlegungsprozesse der Nährsalze in partikuläre Form können unter entsprechenden Bedingungen auch rückläufig stattfinden, woraus sich ein komplexes Bild ineinandergreifender chemischer und biologischer Prozesse im Porenwasser des Sedimentes ergibt. Ein hoher Gehalt von C_{org} im Sediment korreliert mit hohen Konzentrationen von Nährsalzen im Porenwasser. In den Schlickgebieten der Kieler Bucht sind daher die höchsten Konzentrationen an Nährsalzen im Porenwasser zu finden.

3. Transport aus dem Sediment in die Wassersäule

Aufgrund des Konzentrationsgradienten zwischen Porenwasser und Wassersäule ergibt sich ein Diffusionsfluß der Nährsalze vom Sediment ins Wasser (BERNER 1964, 1980; LERMAN 1975 u.a.). Dieser Fluß ist nach dem 1. Fick'schen Gesetz von dem Konzentrationsgradienten und einem spezifischen Diffusionskoeffizienten ab-

hängig. Hohe Nährsalzgehalte im Porenwasser der Sedimente haben deshalb einen hohen molekularen Diffusionsfluß zur Folge.

Das Freisetzungsgeschehen verkompliziert sich in Anwesenheit bioturbierender Organismen, die nach DICKE (1986) zu einem Mehrfachen der ausschließlich diffusionsbedingten Freisetzungsraten führen können.

Wellen- und Strömungsbewegungen (RIEDL et al. 1972, VANDERBORGHT et al. 1977, WATSON et al. 1985) sind in der Kieler Bucht bis in eine Tiefe von ca. 20 m relevant und können dort zu einer Erniedrigung der Porenwasserkonzentrationen führen. Ebenso kann der Einstrom salzreichen Bodenwassers durch Dichteverdrängung (v. BODUNGEN et al. 1976, SMETACEK et al. 1976) zu Porenwasserauswaschungen führen. Auch Gas- und Grundwasseraustritte aus dem Sediment, die u.a. von MARTENS & KLUMP (1980) beschrieben wurden und zur Zeit für das Gebiet der Kieler Bucht von KHANDRICHE bearbeitet werden, können eine Erhöhung des Porenwasserflusses zur Folge haben. Nicht zuletzt führt auch die anthropogene Sedimentumlagerung durch Fischereigerät zu einer Auswaschung des Porenwassers.

4.2.2. Porenwasseruntersuchungen

Die ersten Porenwasseruntersuchungen in der Kieler Bucht wurden 1972 bis 1973 von KÖLMEL (1977) in der Eckernförder Bucht bei Boknis Eck in 28 m, und in der Kieler Förde nahe der Schwentine-mündung in 8 m Wassertiefe durchgeführt. Die vertikale Auflösung dieser Proben ist gering (sie stammen aus einem integrierten Tiefenbereich von 2-5 cm), auch die Analytik war noch nicht ausgereift.

WHITICAR (1978) untersuchte die Porenwässer aus tieferen Sedimentschichten der Eckernförder Bucht.

BALZER (1978) untersuchte im Jahre 1976 bei Boknis Eck im Schlicksandbereich in einer Wassertiefe von 20 m Ammonium, Phosphat und Silikat im Porenwasser. Die Ergebnisse zeigen den Trend der Nährsalzgradienten bis zu einer Tiefe von 20 cm an.

1978 maß POLLEHNE (1981) den Jahresgang der Nährsalze im Porenwasser bei Boknis Eck in 13, 18 und 21 m Wassertiefe.

Ebenfalls von Boknis Eck in 20 m Tiefe liegen Untersuchungen aus dem Jahr 1983 vor (DICKE 1986).

KÄHLER (1990) registrierte Jahresgänge von Nitrit und Nitrat im Porenwasser verschiedener Sedimenttypen im Zusammenhang mit seinen Untersuchungen über die Denitrifizierung.

LAPP (in Vorb.) untersucht ebenfalls das Porenwasser der oberen Sedimentschichten in der Kieler Bucht. Sein Schwerpunkt liegt bei Schwefelwasserstoff und Schwermetallkonzentrationen.

Diese vorhandenen Daten sind für eine Bilanzierung des Nährsalzgehaltes in den verschiedenen Sedimenten der Kieler Bucht im Hinblick auf die Freisetzung durch Grundschieppnetzfisherei nicht ausreichend. Sie wurden deshalb, vor allem im Schlickbereich, durch die eigenen Messungen ergänzt.

4.2.2.1. Anorganische, gelöste Stickstoffkomponenten

Beim Abbau stickstoffhaltiger organischer Substanz (z.B. Protein) wird im ersten Schritt durch Ammonifikation Ammonium freigesetzt. Diese Freisetzung erfolgt nach dem Absterben der Zellen durch Autolyse, durch bakteriellen Abbau von Stickstoff-Komponenten (Desaminierung) und durch Exkretion lebender Organismen. In Anwesenheit von Sauerstoff wird durch Nitrifizierung das Ammonium mikrobiell über Nitrit in Nitrat überführt (SCHLEGEL, 1976).

Schon bei Sauerstoffkonzentrationen von $2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ beginnen fakultativ anaerobe Bakterien mit der Nitratatmung (GRUNDMANIS & MURRAY 1977), wobei entweder wiederum Ammonium entsteht (Nitrat-Ammonifikation) oder molekularer Stickstoff das Endprodukt darstellt (Denitrifizierung). Beide Wege laufen vermutlich über Nitrit als Zwischenstufe, welches seinerseits auch selbst die Rolle des terminalen H-Akzeptors übernehmen kann (SCHLEGEL, 1976). Die Denitrifizierung führt über das Entweichen von N_2 bzw. N_2O zu einem Stickstoffverlust des Systems.

KÄHLER (1990) bilanzierte den Stickstoffverlust für die Kieler Bucht mit ca. 3450 t N pro Jahr. Die Konzentration von Nitrat erwies sich dabei als kontrollierend für die Denitrifizierungsrate. Da das Nitrat im Porenwasser zur Hauptsache durch Nitrifi-

zierung im Sediment selbst gebildet wird (in den Untersuchungen von KÄHLER war die Nitratkonzentration im Porenwasser stets höher als die im Bodenwasser), sind Nitrifizierung und Denitrifizierung eng miteinander gekoppelt, die Denitrifizierung ist also von der Anwesenheit von Sauerstoff abhängig (BALZER & KÄHLER 1989). Dies hat zur Folge, daß die gut durchlüfteten sandigen Sedimente die höchsten Denitrifizierungsraten aufweisen, während die schlecht belüfteten Schlickbereiche in der Kieler Bucht mit einem Flächenanteil von mehr als 25% nur einen Anteil von ca. 8% an der Gesamt-Denitrifizierungsleistung haben.

Wie KÄHLER (1990) darstellte, sind die Konzentrationen von Nitrit und Nitrat in den schlickigen Sedimenten der Kieler Bucht sehr gering und spielen somit bei der Freisetzung von Stickstoffverbindungen durch Grundschleppnetzfisherei keine Rolle.

In dem reduzierten Milieu tieferer Sedimentschichten (in Schlicksedimenten beginnt der reduzierte Bereich bereits im Millimeterbereich unterhalb der Wasser-Sedimentgrenze) wird durch Sulfat-Reduktion organische Substanz abgebaut und der darin gebundene Stickstoff als Ammonium freigesetzt. Die Konzentrationen von Ammonium im Porenwasser nehmen in den vorgestellten Messungen mit der Tiefe kontinuierlich zu. Der Anstieg ist bei zunehmendem organischen Gehalt der Sedimente steiler. DICKE (1986) stellte an der 20 m-Station bei Boknis Eck im Winter eine Grenzkonzentration für Ammonium in Höhe von ca. 300 $\mu\text{mol/l}$ unterhalb einer Sedimenttiefe von 12 cm fest. Im Frühling zeigte sich bei den Untersuchungen von DICKE ein weniger steiler Gradient, auch die Grenzkonzentration liegt niedriger (ca. 220 $\mu\text{mol/l}$). Diese deckt sich im wesentlichen mit meinen Daten, die aber insgesamt auf einem niedrigeren Niveau liegen (Grenzkonzentration im Winter 155 $\mu\text{mol/l}$) und im Frühjahr bei ebenfalls erniedrigten Werten keine Grenzkonzentration erkennen lassen. Dieser jahreszeitliche Befund ist wohl auf das Einsetzen der Bioturbation zurückzuführen. BALZER (1978) fand bei Untersuchungen im Frühjahr ebenfalls keinen Grenzwert der Ammonium-Konzentration mit der Tiefe. Obwohl sein Untersuchungsgebiet ebenfalls in 20 m tiefem Wasser lag, sind die Ammoniumgradienten im Mittel steiler und ähneln eher meinen Werten aus 25 m Wassertiefe. Der Vergleich der

Untersuchungen von BALZER (1978), DICKE (1986) und dieser Arbeit zeigt die regionalen Unterschiede (bzw. Patchiness) innerhalb der Stationen am Hang der Eckernförder Rinne.

Auch die 25 m-Station bei Boknis Eck weist hohe Variabilität von C_{ORG} Gehalt und Porenwasserkonzentrationen auf und soll deshalb nicht näher erörtert werden. Diese Station nimmt eine Mittelstellung zwischen der 20 m- und der 28 m-Station ein.

In Proben der Station Boknis Eck, 28 m Wassertiefe, wurden keine Grenzkonzentrationen für Ammonium gefunden. Die Konzentrationen erreichen in 5 cm Sedimenttiefe ca. 500 $\mu\text{mol/l}$, der weitere Anstieg in der Tiefe verläuft etwas flacher. Das Winterprofil (8.2.89) zeigt im oberen Bereich einen etwas flacheren Anstieg, resultierend in einem nahezu linearen Anstieg über die gesamte gemessene Sedimenttiefe. Aus dem steilen Ammoniumgradienten im Frühjahr (27.4.89) kann gefolgert werden, daß Bioturbation an dieser Station keine bedeutende Rolle für die Nährsalzprofile spielt.

Sehr ähnliche Profile wie bei Boknis Eck, 28 m, werden an der Station Innere Eckernförder Bucht bereits in einer Wassertiefe von 24 m vorgefunden. Auch hier ist weder Bioturbationsaktivität noch eine Grenzkonzentration für Ammonium mit der Sedimenttiefe zu erkennen.

Für die Porenwasserkonzentration der beiden untersuchten Stationen in der Dorschmulde ist hingegen selbst im Winter (17.1.89) bis in eine Sedimenttiefe von 6 cm eine deutliche Depression der Profile zu erkennen. Diese flachen Nährsalzprofile sind typisch für den erhöhten Porenwasseraustausch durch Bioturbation (ALLER 1980) und zeigen deutlich bessere Lebensbedingungen für das Benthos in der Dorschmulde im Vergleich zur Eckernförder Bucht an (WEIGELT 1987). In der Dorschmulde wurde eine maximale Schlickmächtigkeit von 4 m festgestellt (HEALY & WERNER 1987), woraus gefolgert werden kann, daß die Sedimentationsrate und die Zufuhr an organischem Kohlenstoff dort erheblich geringer ist als bei Boknis Eck in 28 m Wassertiefe, wo die Schlicklage bis zu 20 m Mächtigkeit aufweisen kann (HEALY & WERNER 1987) und die Sedi-

mentakkumulation höher als in anderen Teilen der Kieler Bucht ist (BALZER 1989).

4.2.2.2. Phosphat

Gelöstes anorganisches Phosphat wird durch mikrobiellen Abbau phosphorhaltiger organischer Substanz oder Lösung von anorganisch gebundenem Phosphat in das Porenwasser eingebracht. Die Löslichkeit von Phosphat ist von einer Reihe von Faktoren abhängig, vor allem dem Vorhandensein oder der Abwesenheit von Sauerstoff und Schwefelwasserstoff sowie vom Redoxpotential (BALZER 1986). Im oxischen Milieu wird Phosphat ausgefällt, vor allem als FePO_4 und adsorbiert an Fe(OH)_3 . Ein oxischer Sedimentbereich, der in den tiefergelegenen schlickigen Sedimenten generell nur sehr geringmächtig an der Sediment/Wasser-Grenzschicht ausgebildet ist, zeigt deutlich höhere Gehalte von anorganisch gebundenem Phosphor (BALZER 1986). Dieser Phosphoranteil wird bei anoxischen Bedingungen freigesetzt (BALZER 1984, KROM & BERNER 1981), da im anoxischen Milieu Fe(III) zu Fe(II) reduziert wird, welches keine schwerlöslichen Verbindungen mit Phosphat eingeht (GOTOH & PATRICK 1974, aus BALZER 1978). Bei bioturbater Verfrachtung von Mangan- und Eisenoxiden in größere Sedimenttiefen wird Phosphat allerdings auch in anoxischen Verhältnissen ausgefällt. Gelöstes Phosphat steht bei anoxischen Bedingungen im Gleichgewicht mit Apatit und wird deshalb aus dem Porenwasser teilweise ausgefällt.

Während DICKE (1986) in Porenwasseruntersuchungen bei Boknis Eck, 20 m, im Winter keine Grenzkonzentration für Phosphat feststellte, konnte dies in der vorliegenden Untersuchung mit ca. $14 \mu\text{mol/l}$ (24.1.89) unterhalb einer Sedimenttiefe von 7.5 cm deutlich dokumentiert werden. Die Grenzkonzentration lag im Frühjahr (28.6.89) bei $30 \mu\text{mol/l}$. Dabei lag die Tiefe der Grenzkonzentration, vermutlich durch Bioturbationsaktivität, unterhalb von 10 cm und damit etwas tiefer als im Sommerprofil. In den Untersuchungen von BALZER (1978) bei Boknis Eck in 20 m Wassertiefe erreicht die Porenwasserkonzentration in ca. 15 cm

Tiefe im Sediment ein Maximum (20-30 $\mu\text{mol/l}$) und scheint danach wieder abzunehmen.

In 28 m Wassertiefe wurden Grenzkonzentrationen des Phosphats im Porenwasser zwischen 150 $\mu\text{mol/l}$ (13.9.88) unterhalb einer Tiefe von 5.5 cm, 160 $\mu\text{mol/l}$ (8.2.89) unterhalb einer Tiefe von 12.5 cm und 250 $\mu\text{mol/l}$ (27.4.89) unterhalb einer Tiefe von 14 cm gemessen. Der steile Gradient bis zur Grenzkonzentration im September beruht auf Sauerstoffmangel im Bodenwasser zu diesem Zeitpunkt. Das Winterprofil zeigt eine Depression des Phosphatprofils bis zu einer Tiefe von 5 cm, hervorgerufen durch Sauerstoffeintrag durch oxisches Bodenwasser. Im Frühjahrsprofil ist diese Depression durch interne Sauerstoffzehrung des Sediments auf 3 cm Sedimenttiefe heraufgewandert.

Die Phosphatprofile der Inneren Eckernförder Bucht zeigen in 24 m Wassertiefe im wesentlichen dasselbe Bild wie die bei Boknis Eck, 28 m. Der Gradient im obersten Bereich erscheint noch etwas steiler. Eine Grenzkonzentration von ca. 200 $\mu\text{mol/l}$ wird in einer Sedimenttiefe unterhalb von 15 cm erreicht.

In der Dorschmulde zeigen die Phosphatprofile, genau wie bei Ammonium, in den obersten Zentimetern nur sehr flache Konzentrationsgradienten. Dies ist auf Bioturbation zurückzuführen.

Auch ROWE et al. (1977) stellten ein Maximum der Phosphatkonzentration fest, welches in ihrem Untersuchungsgebiet (bei Cap Blanc) in einer Tiefe von ca. 6 cm lag. SUNDBY et al. (1986) registrierten im Gullmarsfjord (Schweden) eine asymptotische Annäherung der Phosphatkonzentrationen an einen Grenzwert von 70-80 $\mu\text{mol/l}$ im Porenwasser ab einer Tiefe von ca. 10 cm.

4.2.2.3. Silikat

Nach v. BODUNGEN (1975) stellen in der Kieler Bucht die Diatomeen die bedeutendste Gruppe der Organismen dar, welche Silikat aufnehmen. Entsprechend sinkt die Silikatkonzentration des Bodenwassers von einem Maximum von 35 $\mu\text{mol/l}$ vor der Frühjahresblüte durch Inkorporation durch die Diatomeen auf 10 $\mu\text{mol/l}$ Ende Mai ab (v. BODUNGEN 1975).

Die Freisetzung aus abgestorbenen und sedimentierten Kiesel-

organismen geht ohne direkten Zusammenhang zwischen Zehrung von Oxidationsmitteln und Freisetzung anderer Nährsalze vor sich, da das Silikat weder aus organischen Bindungen freigesetzt noch in andere Organismen inkorporiert wird. Silikatfreisetzung durch Lösung aus biogenem Opal (HURD, 1973, MACKENZIE & GARRELS 1965, WOLLAST 1974) und diffusiver Transport aus dem Sediment zeigen nach DICKE (1986) ein dynamisches Gleichgewicht.

In allen untersuchten Sedimentkernen wurde eine asymptotische Annäherung an eine Grenzkonzentration festgestellt. Bei Boknis Eck, 20 m, lag diese im Januar 1989 bei 300 $\mu\text{mol/l}$ unterhalb einer Sedimenttiefe von 5 cm, im Juni desselben Jahres war sie im unteren Bereich verschoben und erreichte ca. 400 $\mu\text{mol/l}$ unterhalb 10 cm. Dieses kann durch bioturbates Einwühlen von Diatomeen der Frühjahresblüte erklärt werden.

In 28 m Wassertiefe bei Boknis Eck lag zu allen Terminen die Grenzkonzentration von Silikat bei etwa 750 - 800 $\mu\text{mol/l}$, mit Ausnahme der April-Probennahme: Zu diesem Zeitpunkt wurden Konzentrationen von 950 $\mu\text{mol/l}$ unterhalb einer Sedimenttiefe von 10 cm beobachtet. Ich führe dies auf eine fleckenhafte Sedimentverteilung zurück.

Im inneren Teil der Eckernförder Bucht (24 m) stellt sich ein ähnliches Profil wie bei Boknis Eck, 28 m, ein. Die Deutung der Silikatprofile der Dorschmulde entspricht der für Ammonium und Phosphat im Porenwasser.

4.2.3. Resuspension

SIMON (1989) stellte im Potomac-Ästuar fest, daß der größte Teil der Ammonium-Rückführung aus dem Sediment in die Wassersäule durch windinduzierte Sedimentresuspension verursacht wird. Bei seinen Untersuchungen mit geringen Porenwasserkonzentrationen wurde dabei das meiste Ammonium durch Desorption von Sedimentpartikeln gestellt. Auch FLODERUS (1989) weist auf die Rolle von Resuspension für die Stickstoffbilanz im Kattegat hin. WATSON et al. (1985) konnten starke Verminderungen der Porenwasserkonzentration des Silikats in Tiefen bis unterhalb von 7 cm infolge

eines Sturmereignisses feststellen (von mehr als 500 $\mu\text{mol/l}$ vor dem Sturm auf 200 $\mu\text{mol/l}$ am Tage danach); sie machen ebenfalls die Rolle der Sedimentresuspension für Nährsalzrückführung in die Wassersäule deutlich. Während bei windinduzierter Sedimentaufwirbelung in der Regel nur die obersten Sedimentbereiche in Suspension gebracht werden, ist die Tiefenwirkung von Scherbrettern, wie beschrieben, deutlich größer und erreicht die Sedimentbereiche mit höchsten Nährsalzkonzentrationen im Porenwasser.

Um Klarheit darüber zu schaffen, welcher Teil der im Porenwasser-raum vorhandenen Nährsalze bei mechanischer Suspension im Wasserkörper nachweisbar ist, wurden die Glockenexperimente durchgeführt. Die so ermittelten Nährsalz-Freisetzungen wurden mit den Nährsalzgehalten der ungestörten Sedimente aus Porenwasseruntersuchungen verglichen.

Es muß die Frage gestellt werden, inwieweit durch das Aufrühren des Sediments in den Glocken die Sedimentumlagerungsvorgänge bei realer Scherbretterwirkung am Meeresboden simuliert werden konnten. Im Experiment wie bei der Fischerei wird Sediment durch senkrecht zur Sedimentoberfläche laufende Bretter zur Seite bewegt, wobei es zum Teil zur Resuspension kommt. Die Geschwindigkeit der Bretter durch das Sediment liegt während des Fischens bei 1.8 m/s (= 3.5 Knoten), während in den Glockenexperimenten von den Tauchern nur maximal 1 m/s erreicht wurde (abgeschätzt aus Winkelgeschwindigkeit beim Rühren · mittlerem Radius der Rührbretter, entsprechend 1/2 Umdrehung in 1.5 bis 3 Sekunden). Die mechanische Energie und mithin die Sogwirkung an den Brettern ist also im Experiment weit geringer, woraus gefolgert werden kann, daß der resuspendierte Anteil des Sediments und damit die Nährsalzfreisetzung aus dem Porenwasser durch das Experiment nicht überschätzt wird.

Es konnte mit den Experimenten gezeigt werden, daß die Sedimentaufwirbelung eine Homogenisierung der Nährsalzkonzentrationen im Porenwasser und im überstehenden Wasser bewirkt. Für die Schwankungen der gemessenen Werte ($\pm 30\%$) sind ungleichmäßige Durchmischung der Nährsalze im Glockenwasser, Adsorptions- und Ausfällungsreaktionen und vor allem lokale Unterschiede zwischen dem Sediment unter der Glocke und dem für die Gewinnung von Porenwas-

ser untersuchten Sediment außerhalb der Glocke verantwortlich.

Die Menge der freigesetzten Nährsalze bei der Resuspension des Sediments ist damit von der Menge des resuspendierten Materials, von der Porosität des Sediments und von der Konzentration der Nährsalze im Porenwasser der Sedimente abhängig. Alle diese Parameter nehmen mit abnehmender Korngröße des Sediments zu, konsequenterweise ist die Freisetzung in tieferen, schlickigen Sedimenten also höher als in sandigen.

Bei allen Resuspensionsexperimenten nahmen nach Erhöhung der Nährsalzkonzentrationen durch das Aufwirbeln des Sediments die Nährsalzkonzentrationen im Wasser wieder ab, vor allem gilt dies für Ammonium und Phosphat.

Ammoniumverluste können verursacht werden durch: 1) Oxidation des Stickstoffs durch Nitrifizierung und 2) Adsorption an Partikel.

1) Eine Oxidation des Ammoniums müßte durch erhöhte Nitrit- und Nitrat-Konzentrationen sichtbar werden. Die Messungen ergaben dagegen regelmäßig Erniedrigungen der Nitrat-Konzentration unmittelbar nach Aufwirbeln des Sediment, und auch über die gesamte Dauer des Experiments nahmen Nitrit und Nitrat nicht zu (Ausnahme: 9.2.89, Boknis Eck, 28 m), was durch parallelverlaufende Nitrifizierung und Denitrifizierung verursacht sein könnte.

2) Die Adsorption von austauschbarem Ammonium an partikuläres Material ist ein schneller Prozess. Nach ROSENFELD (1979) stellt sich ein Gleichgewicht in weniger als 2 Stunden ein. Dabei ist der organische Gehalt des Sediments ein stärkeres Adsorbens als das Tonmineral des Bodens. Im Long Island Sound ist die Gesamtmenge adsorbierten Ammoniums nach ROSENFELD (1979) ein- bis zweimal größer als die im Porenwasser gelöste.

Dieser Befund steht in gutem Einklang mit den Glockenmessungen: Nach Freisetzung aus dem Sediment durch Aufwirbeln in das überstehende Wasser setzen Adsorptionsvorgänge zwischen Ammonium und suspendierten Partikeln ein und laufen bis zur Einstellung eines Gleichgewichts.

Bei Phosphat wirken Ausfällungen durch Bindung an 3-wertiges Eisen (BALZER 1984) sowie durch Adsorption an Partikel zusammen. Nach SCHLUNGBAUM (1982) und SCHLUNGBAUM & NAUSCH (1988) stellt auch hier organische Substanz ein wirkungsvolleres Adsorbens für Phosphat dar. SCHLUNGBAUM stellte Erniedrigungen des Phosphatgehalts in den Boddengewässern der DDR nach windinduzierter Turbulenz der obersten, stark mit organischer Substanz angereicherten Sedimentschichten fest. Durch diese Adsorptionsprozesse wird ein Phosphatgleichgewicht im überstehenden Wasser erreicht, welches bereits von POMEROY et al. (1965) beobachtet und beschrieben wurde.

Alle Adsorptionen an Partikel werden durch den Einschluß des aufgewirbelten Sediments in das begrenzte Wasservolumen der Glocken und durch die damit erhöhte Kontaktfrequenz zwischen Partikeln und gelösten Nährsalzmolekülen sehr verstärkt. Bei der Grundschleppnetzfisherei werden die aufgewirbelten partikulären und gelösten Komponenten mit hoher Energie in einem großen Wasservolumen verteilt und verdünnt, weswegen die beschriebenen Adsorptionseffekte eine wesentlich geringere Rolle spielen dürften.

4.2.4. Nährsalzflüsse aus dem Sediment

4.2.4.1. Messungen und Berechnungen an Kontroll- und Rumpfkernen

Die Porenwasserflüsse von Phosphat zeigten sowohl Phasen von Freisetzung als auch von Festlegung im Sediment (= Verringerung der Phosphatkonzentration im überstehenden Wasser).

Auch DICKE (1986) registrierte abwechselnde Phasen von Phosphataufnahme und Phosphatfreisetzung des Sediments. Nach einer Freisetzung von unter anoxischen Bedingungen im Porenwasser gelöstem Phosphat ins oxische Milieu des überstehenden Wassers können Fällungsreaktionen und Sedimentationen von Eisenphosphat bzw. Eisenhydroxo-Phosphat-Komplexen stattfinden, die wiederum zu einer Verringerung des im freien Wasser nachweisbaren gelösten anorganischen Phosphats führen. Wie SUNDBY et al. (1986) ausfüh-

ren, ist der entscheidende Faktor für die Freisetzung von Phosphat aus dem Sediment der Fluß von Sauerstoff aus der Wassersäule in das Sediment. Kleinräumige und kurzfristige Schwankungen des Redoxpotentials in den obersten Sedimentmillimetern können so die Gleichgewichte zwischen gelösten und ungelösten Phosphaten und damit Abgabe bzw. Aufnahme von Phosphat ins Sediment steuern (POLLEHNE 1981).

Unterschiedliche Freisetzungsraten von Ammonium bei den Parallelversuchen können ebenfalls auf Adsorption von Ammonium-Ionen und auf Übergänge der Oxidationsstufen des Stickstoff-Atoms zurückgeführt werden. Auch Verluste durch N_2 -Fixierer können nicht ausgeschlossen werden. Netto-Abnahmen von Nitrit und Nitrat im überstehendem Wasser deuten auf Verluste durch Denitrifizierung hin, deren Rate nach SEITZINGER et al. (1984) ein mehrfaches des Nitrit- bzw. Nitrat- Flusses aus dem Sediment ausmachen kann.

In den Kontrollexperimenten lagen die Freisetzungsraten von Ammonium um 45 bis 115% über den für molekulare Diffusion berechneten Werten. Die Silikatfreisetzungsraten lag in den Messungen sogar um 273% höher als berechnet. Eine höhere Freisetzung als berechnet ist als Beitrag von Bioturbation zu erklären: DICKE (1986) ermittelte (allerdings im Frühjahr) für die 28 m-Station bei Boknis Eck, daß "effektive" (= molekulare + bioturbate) Diffussionskoeffizienten 1.25 bis 2.16 mal über den molekularen Diffusionskoeffizienten liegen. Es wurde zwar keine Fauna in den Sedimentkernen entdeckt, es ist aber nicht auszuschließen, daß sich im Sediment Makro- und Meiofaunaorganismen aufhielten. Bedeutend höhere Freisetzungsraten von Silikat gegenüber anderen Nährsalzen, die ebenfalls von DICKE (1986) beobachtet wurden, deutet BALZER (1989) als zusätzlichen Effekt durch direkte Lösung biogenen Opals an der Oberfläche des Sediments.

Durch die Rumpfkernexperimente (Kap. 2.3.2.2. und 3.4.4.) wurden die Nährsalzverhältnisse an der Sohle von Scherbrettspuren simuliert. Es konnten in Rumpfkernexperimenten gegenüber den ungestörten Kontrollen erhöhte molekulare Nährsalzflüsse aus dem Sediment festgestellt werden.

Die Rumpfkernexperimente ergaben bei Ammonium und Silikat geringere Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Flußraten als die Kontrollen. Durch das Abschneiden der obersten 10 cm des Sediments wurden mit Sicherheit alle Makrofaunaorganismen entfernt. Einzig *Halicryptus spinulosus* könnte sich noch in einer größeren Tiefe aufhalten, wäre aber mit großer Wahrscheinlichkeit bei der Beobachtung der Kerne während der Experimente entdeckt worden.

Erhöhten molekularen Nährsalzflüssen aus frischen Scherbrettspuren durch steilere Konzentrationsgradienten steht somit eine Verminderung durch fehlende oder verringerte Bioturbation entgegen. Weiter ist anzunehmen, daß Scherbretter zu einer Sedimentverdichtung an der Sohle der Spur führen, wie dies von WERNER et al. (1990) ausgeführt wird. Eine Sedimentverdichtung würde durch verringerte Porosität zu einer verringerten Diffusionskonstante und damit auch zu einem verringerten molekularen Diffusionsfluß führen.

Bei der Bearbeitung der Porenwasserprofile wurden auch an der stark befischten Station Boknis Eck, 28 m, stets die typischen Profile und Gradienten angetroffen. Deswegen kann als sicher gelten, daß es durch erhöhte Nährsalzflüsse, gefördert durch Wiederbesiedlung durch Makrofauna in den Scherbrettspuren, zu einer Wiedereinstellung der gestörten (abgeschnittenen) Profile kommt. Über die Dauer der Wiedereinstellung kann wegen der oben erwähnten und möglicherweise divergenten Prozesse keine Aussage gemacht werden. In der Bilanz der Nährsalzfreisetzung durch Grundschleppnetzfisherei muß aber der Teil der Nährsalzmenge des Porenwassers zusätzlich eingerechnet werden, welcher der Differenz der Nährsalzkonzentrationen zwischen den Profilen vor und nach der Überfahrt eines Scherbretts entspricht.

4.2.4.2. Molekulare Nährsalzflüsse aus ungestörten Sedimenten (sandiger Schlick und Schlick), ermittelt durch Porenwasserprofile)

Für eine Reihe von Nährsalzprofilen wurden durch rechnerische Anpassung die Konzentrationsgradienten an der Sedimentoberfläche und daraus die resultierenden molekularen Diffusionsflüsse berechnet (Tab. 22).

Rechnerische Nachbildungen der Nährsalzgradienten im Sediment wurden mit dem Ziel durchgeführt, den obersten Profilbereich für die Flußberechnungen möglichst exakt nachzubilden. Durch die Probennahme mit Kastengreifern, die Entnahme von Unterproben, sowie den Transport der Sedimentkerne wird gerade die oberste Sedimentlage durch Erschütterung gestört. Rechnerische Modellierungen bieten hier die Möglichkeit, die gemessenen Profile zu kontrollieren und gegebenenfalls zu korrigieren.

Gemeinhin standen die Rechenmodelle in guter Übereinstimmung mit den gemessenen Porenwasserprofilen, wobei in den meisten Fällen eine Tiefenkorrektur erforderlich war, um eine diffusive Deckschicht (vergl. CALDWELL & CHRISS, 1979; KLUMP & MARTENS, 1981; MORSE, 1974) einzubeziehen. Die Sediment/Wasser-Grenzschicht stellt sich als ein Kontinuum heraus, in welchem von unten nach oben die Porosität gegen 1 und die Gradienten gelöster Komponenten im Sediment gegen die Konzentration in der turbulent gemischten Wassersäule tendieren.

Tab. 22: Berechnete Nährsalz-Freisetzungsraten durch molekularen Diffusionsfluß (in $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$); ϕ = Porosität

	Tiefe	ϕ	Gradient (nmol cm ⁻⁴)			Porenwasserfluß(μmol m ⁻² d ⁻¹)		
			Silikat	Ammonium	Phosphat	Silikat	Ammonium	Phosphat
<u>sandiger Schlick</u>								
Boknis Eck, 19.12.88	25	0.88	131	11	4	453	222	11
Boknis Eck, 28.6.89	25	0.84	137	112	13	412	666	29
Dorschn., 17.1.1989	21.5	0.85	90	9	6	270	53	13
Mittel						378	314	18
<u>Schlick</u>								
Boknis Eck, 13.9.88	28	0.90	394	67	51	1618	545	154
Boknis Eck, 19.1.89	28	0.88	172	32	23	572	211	56
Boknis Eck, 8.2.89	28	0.86	225	40	50	672	237	110
Boknis Eck, 27.4.89	28	0.86	222	85	28	689	523	64
Boknis Eck, 6.9.89	28	0.90	157	192	14	643	1558	43
Innere E.Bucht, 25.11.88	24	0.90	216	74	36	889	605	107
jährliches Mittel						847	613	89

Als Jahresfreisetzung durch molekularen Diffusionstransport ergeben sich bei einer Fläche von 331 km^2 sandigem Schlick (einschließlich Mischsediment) 1279 t Si, 639 t N und 67 t P, auf einer Fläche von 355 km^2 Schlick 3073 t Si, 1537 t N und 357 t P: das sind zusammen 4352 t Si, 2176 t N und 424 t P. Diese Werte entsprechen nur ca. 30% (bei Phosphor im sandigen Schlick noch weniger) der Werte, die BALZER (1989) nach Daten von POLLEHNE präsentiert.

Der Vergleich meiner eigenen Daten mit denen von BALZER und POLLEHNE ist schwierig, da zum einen mit unterschiedlicher Methodik gearbeitet wurde (Porenwassersammler vs. geschnittene Sedimentscheiben); zum anderen wurde von POLLEHNE mit dem Jahr 1983 ein extrem sauerstoffarmes und damit für die Porenwasserverhältnisse untypisches Jahr beprobt. Sehr gut stimmen aber die diffusiven Flüsse von Ammonium und Phosphat dieser Arbeit mit den

aus Sauerstoff-Zehrungsraten errechneten Flüssen von POLLEHNE (1986) und KÄHLER (1990) überein (siehe Tab. 23).

Tab. 23: Jährliches Mittel der Freisetzungsraten von Stickstoff, Phosphor und Silikat im Schlick der Kieler Bucht (alle Einheiten in $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

	N	P	Si	O ₂ -Zehrung
molekularer				
Fluß	610	89	847	-
(diese Arbeit)				
molekularer				
Fluß (BALZER 1989,				
nach Daten von	2107	295	-	-
POLLEHNE)				
errechnet aus der O ₂ -				
Zehrung bei einem				
Redfield-Verhältnis von	911	89	-	8880
99.8C: 10.23N: 1 P				
(POLLEHNE 1986)				
errechnet aus der				
O ₂ -Zehrung	620	61	-	6030
(KÄHLER 1990)				

Die molekularen Nährsalzflüsse entsprechen nur einem Teil der Gesamtflüsse aus dem Sediment, in die vor allem Bioturbation verstärkend eingeht. Für die hier vor allem behandelten Sedimenttypen sandiger Schlick und Schlick ist die Bioturbationsaktivität allerdings bedeutend geringer als auf Sand oder schlickigem Sand; vor allem für nahezu makrofaunafreie Faulschlammregionen entspricht der Gesamtfluß von Nährsalzen aus dem Sediment

in guter Näherung dem molekularen Fluß. Nach DICKE (1986) liegt der Quotient aus Gesamtfluß (effektiver Fluß) und molekularem Fluß im sandigen Schlick von Boknis Eck im Jahresmittel bei 1.8. Im Schlick ist der Gesamtfluß im allgemeinen gleich dem molekularen Fluß, Bioturbation wird alleine durch das gelegentliche Auftreten von *Halicryptus spinulosus* bewirkt.

4.2.5. Bilanzierungen der Nährsalzfreisetzung durch Grundschiep- netzfisherei

Im folgenden soll die Freisetzung von Nährsalzen durch fischerei-induzierte Sedimentumlagerung für das Untersuchungsgebiet abgeschätzt werden. Als Basis dieser Überlegung dienen die jährlichen Sedimentumlagerungsvolumina aus Kap. 4.1.1., sowie die Daten über Nährsalzkonzentrationen im Porenwasser und über Nährsalzfreisetzung (Kap. 3.4.). Einbezogen sind die Nährsalzmengen, die bis zur Einstellung der Profile zusätzlich vom Sediment freigesetzt werden. Diese entsprechen der Differenz der Integrale unter den ungestörten und gestörten (Profilen, von denen der oberste Teil entsprechend der Eindringtiefe der Scherbretter abgeschnitten wird) Profilen. Für die numerische Integration der Nährsalzprofile wurden die rechnerisch modellierten Kurven verwandt (Kap. 2.3.4.1.).

Die Werte der Tabelle 24 stellen durch die unterstellte gleichmäßige Verteilung der Fischerei auf die Flächenanteile aller vertreten Sedimenttypen im fischereilich genutzten Gebiet Minimalwerte dar. Würde dagegen die Fischerei ausschließlich in den Schlickbereichen stattfinden (rechte Spalte in Tab. 24 und 25), so würden im Jahr ca. 435 t Stickstoff, 167 t Phosphor und 822 t Silizium aus dem Porenwasser herausgewaschen. Die bevorzugten Fischereistrecken liegen im Schlickbereich, und es kann angenommen werden, daß sich die tatsächlichen Freisetzungswerte zwischen beiden Extremen bewegen.

Tab. 24: Nährsalzgehalt relevanter Sedimente der Kieler Bucht und die Freisetzung von Nährsalzen durch Grundschleppnetzfisherei. (Die rechte Spalte repräsentiert die Werte, die sich bei ausschließlicher Fischerei auf Schlick ergeben würden)

	schlickiger Sand	sandiger Schlick u. Mischsed.	Schlick	Insgesamt ¹⁾	Fischerei ausschließlich auf Schlick
betroffene Fläche (km ²)	93	49	58	200	333
durch Scherbretter bewegtes Sedimentvolumen (in 10 ⁶ m ³ a ⁻¹ , siehe Tab. 21)	4.65	4.90	8.70	18.25	49.95
Porosität	0.46	0.69	0.88		0.88
durch Scherbretter bewegtes Porenwasservolumen (in 10 ⁶ m ³ a ⁻¹)	2.14	3.38	7.66	13.18	43.96
Mittlere Konzentration im Porenwasser des bewegten Sediments (µmol/l) ²⁾					
Ammonium	49	361	624		624
Phosphat	6	30	113		113
Silikat	191	376	650		650
Mittlere Konzentrationsdifferenzen zwischen gestörtem und ungestörtem Profil ³⁾					
Ammonium	49	369	623		623
Phosphat	3	15	69		69
Silikat	31	98	131		131
Freigesetzte Nährsalzmengen durch Aufwirbeln (10 ³ mol·a ⁻¹) ⁴⁾					
Ammonium	104	1220	4774	6098	27431
Phosphat	13	101	865	979	4967
Silikat	194	1271	4974	6439	28574
Freigesetzte Nährsalzmengen aus erhöhten Flüssen bei Wiedereinstellung des Porenwasserprofils (in 10 ³ mol·a ⁻¹)					
Ammonium	42	249	581	872	3657
Phosphat	3	7	105	115	404
Silikat	27	66	605	698	768
Gesamte Freisetzung (t·a ⁻¹)					
Stickstoff	2.0	20.5	75.0	97.5	435.2
Phosphor	0.5	3.4	30.0	33.9	166.5
Silizium	6.1	37.5	156.2	199.8	821.6

¹⁾ Ohne Sand, Rest- und Mosaiksediment

²⁾ Errechnete durch numerische Integration der Porenwasserprofile von der Sedimentobergrenze bis zur Tiefe der Schleppspur.

³⁾ Ermittelt durch numerischer Integration aus der Differenz der Profile vor und nach Störung bis zu einer Sedimenttiefe von 20 cm.

⁴⁾ Porenwasservolumen · mittlere Konzentration

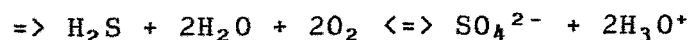
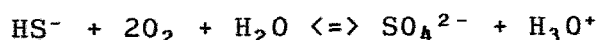
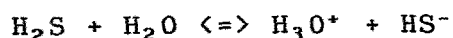
Tab. 25: Schwefelwasserstoffgehalt der Sedimente und die Freisetzung durch Grundschieppnetz-fischerei in der Kieler Bucht, sowie die daraus resultierende Sauerstoffzehrung (die rechte Spalte repräsentiert die Werte, die sich bei ausschließlicher Fischerei auf Schlick ergeben würden). Schwefelwasserstoffkonzentrationen aus LAPP (in Vorb.).

	schlickiger Sand	sandiger Schlick u. Mischsed.	Schlick	Insgesamt	Fischerei aus- schließlich auf Schlick
betroffene Fläche (km ²)	93	49	58	200	333
durch Scherbretter bewegtes Porenwasservolumen (in 10 ⁶ m ³ a ⁻¹ , siehe Tab. 24))	2.14	3.38	7.66		43.96
Mittlere Konzentration von H ₂ S im Porenwasser des bewegten Sediments (µmol/l) ¹⁾	0-30	40-235	500-1500		500-1500
Freigesetzte H ₂ S-Menge durch Aufwirbeln (10 ³ mol·a ⁻¹)	32	446	7194	7672	41500
Zehrung von O ₂ (10 ³ mol·a ⁻¹)	64	892	14388	15344	83000
Zehrung von O ₂ (t·a ⁻¹)	2	29	460	491	2656

¹⁾ Summe der Konzentrationen im Porenwasser bis zur Tiefe der Schleppspur

4.2.5.1. Freisetzung von Schwefelwasserstoff

Entsprechend den Freisetzungsprozessen bei Nährsalzen gelangt auch Schwefelwasserstoff bei mechanischer Resuspension des Sediments aus dem Porenwasser in die Wassersäule. Im Wasser reagiert Schwefelwasserstoff mit dem dort vorhandenen Sauerstoff nach der Formel:



zu Sulfat. Dabei werden pro Mol H_2S 2 Mol O_2 verbraucht. Eine Bilanzierung für die Freisetzung von Schwefelwasserstoff analog zu der Freisetzung von Nährsalzen wird in Tabelle 25 unternommen. Die Daten der Schwefelwasserstoffkonzentration im Porenwasser wurden mir von B. LAPP aus seiner in Vorbereitung befindlichen Dissertation zur Verfügung gestellt.

4.2.6. Der Beitrag der Grundschieppnetzfisherei zur Nährsalz- und Sauerstoffbilanz der Kieler Bucht

GERLACH (1986, 1988) bilanzierte die Nährsalzeinträge für das Gebiet der Kieler Bucht. Aus verschiedenen Kompartimenten (Sediment, Flüsse, Abwässer, Landwirtschaft, Atmosphäre) ergeben sich nach alten Schätzungen (BRANDT 1977) Gesamteinträge von 1500 t Phosphor und 17700 t Stickstoff pro Jahr. Die Gesamteinträge pro Jahr in die Kieler Bucht liegen in der gleichen Größenordnung wie die im Winterwasser enthaltenen Nährsalzmengen (1975: 5900 t anorganischer Stickstoff, 1430 t Phosphor). Diese Einträge spiegeln sich allerdings nur sehr schwach in den Winterwasserkonzentrationen der Kieler Bucht wieder. Während über den gesamten Zeitraum der Messungen (1969 bis 1984, mit Unterbrechungen) die Konzentrationen an anorganischem, gelösten Stickstoff bei vermutlich steigenden Einträgen konstant auf einem

Niveau von ca. 12.7 $\mu\text{mol/l}$ blieben, stiegen die Phosphatkonzentrationen (Meßzeitraum 1958 - 1984) nach 1980 deutlich von ca. 1.23 auf 1.38 $\mu\text{mol/l}$ an, trotz der vermutlich um ca. 22% verminderten Phosphateinträge in die Kieler Bucht. Daten über die durch Zustrom aus Nachbargebieten eingetragenen Nährsalzmengen liegen jedoch nicht vor.

Im Verhältnis zu den von GERLACH (1986) zusammengestellten Einträgen machen die Freisetzen aus dem Porenwasser durch Scherbrettfischerei 0.5% bis 2.6% für Stickstoff und 2.2% bis 11.3% für Phosphat aus.

Der Anteil der Grundschleppnetzfisherei an der Nährsalz-Freisetzung macht für die gesamte Fläche des sandigen Schlicks und Schlicks in der Kieler Bucht bei Stickstoff 4.5 bis 20%, bei Phosphor 8 bis 40% und bei Silizium 4.5 bis 20% der Menge des berechneten jährlichen diffusiven Porenwasserflusses aus. Bezogen nur auf die tatsächlich befischte Fläche (107 km^2 dieser Sedimenttypen) werden durch Grundschleppnetzfisherei 28 bis 128% des Stickstoffs, 50 bis 248% des Phosphors und 29 bis 121% des Siliziums der Menge freigesetzt, die im gleichen Gebiet aus diffusivem Porenwasserfluß in die Wassersäule gelangt.

Jahreszeitliche Variationen sind vor allem im Spätsommer und Herbst zu erwarten, wenn durch verschlechterte Sauerstoffversorgung anorganisch gebundenes Phosphat verstärkt im Porenwasser gelöst wird.

Der Beitrag zur Eutrophierung der Kieler Bucht muß vor dem Hintergrund der Phytoplankton-Produktion gesehen werden. Phytoplanktonblüten stellen sich im Frühjahr eines jeden Jahres etwa zeitgleich mit der ersten Ausbildung einer Temperatur- und Salzgehaltssprungschicht ein. Diese Sprungschicht unterbindet den konvektiven Austausch der Wassermassen ober- und unterhalb der Sprungschicht und ist für Nährsalze nur durch Diffusion passierbar. Oberhalb der Sprungschicht sind Nährsalze während der Hauptphase der Planktonproduktion limitierend, unterhalb reichern sie sich je nach Sauerstoff- und Redoxbedingungen an (v.BODUNGEN, 1986). Die Lage der Sprungschicht ist in der Kieler Bucht eine höchst variable Größe, in der Regel liegt sie zwischen 10 und

20 m Wassertiefe.

Findet die Grundschieppnetz-Fischerei auf Fischgründen oberhalb der Sprungschicht statt, können die durch Schleppspuren freigesetzten Nährsalze direkt von Phytoplanktern aufgenommen werden und zur Eutrophierung beitragen. Wie z.B. SCHULZ et al. (1988) zeigen konnten, geschieht dies auch sehr rasch. Die überwiegende fischereilich genutzte Fläche liegt allerdings in größeren Tiefen (siehe Kap. 2. und 3.).

MAIN & SANGSTER (1981) zeigen die Geometrie von Sedimentwolken, die durch verschiedene Typen von Scherbrettern hervorgerufen werden. Die Suspensionswolken sind ein Indikator für hohe Strömungsenergie. Die Autoren stellen fest, daß die Höhe dieser Wolken über Grund mit ca. 2.1 m etwa das Doppelte der Höhe der Scherbretter beträgt. Die Strömungsenergie an den Brettern wirkt sich mehr auf die laterale als auf die vertikale Ausbreitung der Suspensionswolke aus.

Die Sprungschicht kann von Scherbrettern also nur in Regionen wirksam durchbrochen werden, in denen sie höchstens wenige Meter über der Sedimentoberfläche liegt. Bei einer mittleren Tiefe der Sprungschicht von 14 m sollte dies auf flacheren Fischgründen durchaus möglich sein.

In allen anderen Fällen trägt die freigesetzte Nährsalzmenge nur zu einer Erhöhung der Nährsalzkonzentrationen in den tieferen Wasserschichten bei, die wegen Lichtmangels unproduktiv sind. Nach der Durchmischung des gesamten Wasserkörpers im Herbst und Winter sind die Nährsalze wieder pflanzenverfügbar und können die Herbstblüte verstärken. Auch die gesamte Fischerei während des Winters wird zur Eutrophierung und zur Verstärkung der Frühjahrsblüte beitragen.

Die Menge an H_2S , die bei Freisetzung aus dem Sediment einem Äquivalent von 491 bis 2656 t O_2 -Zehrung entspricht, reicht nicht aus, um bedeutende Teile der Kieler Bucht sauerstoffarm oder sauerstofffrei zu machen. Sie reicht aber aus, um zu Zeiten starker thermohaliner Schichtungen des Wasserkörpers in der bodennahen Wasserschicht zu einem weiteren - und möglicherweise entscheidenden - Sauerstoffverlust beizutragen, mit all den

bekannten Folgen für das Benthos (WEIGELT 1987). Freisetzung von H_2S in die bodennahe Wasserschicht hat fatale Folgen für Benthosorganismen, von denen nur wenige (*Arctica islandica*, *Astarte* spp., *Halicryptus spinulosus*) eine kurzfristige Exposition in ein solches Milieu überleben können.

Wie BALZER (1986) zeigte, wirken sich anoxische Verhältnisse im Wasser auf die Freisetzung reduzierbaren Phosphors im Sediment aus. Er bilanzierte die Freisetzung für die gesamte Kieler Bucht auf ca. 1800 t P, vorausgesetzt daß die anoxischen Verhältnisse lange andauern. KROM & BERNER (1981) wiesen in Experimenten, bei denen Sediment mit H_2S -gesättigtem Wasser überschichtet war, nach, daß der gesamte anorganisch gebundene Phosphorgehalt im oberen Sedimenthorizont freigesetzt wird.

Während Resuspension und die Freisetzung von Nährsalzen aus dem Porenwasser durch Grundschleppnetzfisherei nur eine untergeordnete Rolle im Nährsalzbudget der Kieler Bucht spielen, kann über den Weg der Sauerstoffzehrung im bodennahen Wasser durch Freisetzung von Schwefelwasserstoff aus dem Sediment die Grundschleppnetzfisherei möglicherweise indirekt zu einer bedeutsamen Nährsalzfreisetzung aus dem Sediment beitragen.

4.3. Benthos

4.3.1. Die Bodentiergemeinschaften im Untersuchungsgebiet

PETERSEN (1914) unterscheidet in der Kieler Bucht zwei Lebensgemeinschaften von Benthosorganismen: Die *Macoma baltica* -Gemeinschaft bis zu einer Tiefe von 20 m, und die *Abra alba* -Gemeinschaft unterhalb von 15 m Tiefe. Die Überschneidung beider Lebensgemeinschaften entspricht dem Bereich der sommerlichen thermohalinen Sprungschicht (WEIGELT 1987). Starke Schleppnetz-fischerei-Aktivität (Kap. 2.1.) liegt überwiegend im tieferen Bereich, und damit im Bereich der *Abra alba* -Gemeinschaft.

Nach PETERSEN wurde die Makrobenthos-Gemeinschaft der tieferen Lagen der Kieler Bucht unter anderen von HAGMEIER (1930), KÜHLMORGEN-HILLE (1963, 1965), ARNTZ (1971, 1977), ARNTZ et al. (1976) und WEIGELT (1985, 1987) untersucht.

Diese ohnehin nicht sehr artenreichen Assoziationen sind in hohem Maße einer zunehmenden Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen ausgesetzt, was zu einem Arten- und Individuenschwund führt (WEIGELT 1985, 1987, WEIGELT & RUMOHR 1986). Wenn sich auch den immer häufiger eintretenden Phasen von Anoxia bisher immer Wiederbesiedlungsphasen anschlossen, konnte WEIGELT (1987) zeigen, daß diese Wiederbesiedlung nicht unbedingt den bekannten Weg vom azoischen Zustand über die Opportunistenphase zum Klimaxstadium und damit zum alten Zustand nimmt, wie dieser unter anderen von BONSDORFF (1980, 1983) PEARSON & ROSENBERG (1978) und RUMOHR (1980) beschrieben wurde. Vielmehr haben sich dauerhafte Veränderungen in der Arten- und Abundanzebene ergeben, welche zu einer reduzierten *Abra alba* -Gemeinschaft als permanent unter "Stress" stehender Assoziation geführt haben (ARNTZ 1981).

4.3.2. Auswirkungen der Fischerei und anderer mechanischer Störungen auf das Benthos / Stand der Forschung

In jüngerer Zeit begann GRAHAM (1955) mit wissenschaftlichen Untersuchungen über die Auswirkungen der Grundschleppnetz-fischerei auf Benthosorganismen. Aufgrund seiner Greifer- und Dredgenproben konnte er keine nennenswerten Unterschiede zwischen befischten und unbefischten Gebieten feststellen. ARNTZ & WEBER (1970) weisen hingegen auf mögliche Änderungen der Nahrungsbeziehungen der Dorsche und Klieschen der Ostsee hin, die durch die Zertrümmerung von *Arctica islandica* durch Scherbretter hervorgerufen werden.

Von 1970 bis 1973 wurde vom International Council for the Exploration of the Sea (ICES) eine Untersuchung über die Auswirkungen von Netzen und Baumkurren auf den Meeresboden koordiniert. Obwohl DE GROOT (1984) in einer zusammenfassenden Arbeit über die Einzelergebnisse der ICES-Untersuchungen für alle untersuchten Tiergruppen (Coelenteraten, Bryozoen, Nemertinen, Anneliden, Crustaceen, Mollusken und Echinodermen) große Ausfälle durch Grundschleppnetzfänge ermittelt, kommt er zu dem Schluß, daß der Schaden relativ klein sei und daß Benthosorganismen an derartige Störungen gut angepaßt seien. Eine ad hoc study group des ICES hat sich in jüngster Zeit dieses Themas wieder angenommen (siehe WEBER et al. 1990).

CREUTZBERG et al. (1985) setzen sich mit Auswirkungen der Baumkurren auf das Benthos auseinander, wobei unterschiedlich viele Scheuchketten eingesetzt wurden. Bei dieser Untersuchung wurde in erster Linie die Fangwirkung auf eßbare Meeresbodenbewohner untersucht (Fische, Crustaceen, Echinodermen und die Schnecke *Turritella communis*). RAUCK (1985, 1988) weist eindringlich auf das zerstörerische Potential von Grundschleppnetzen und Baumkurren hinsichtlich des Benthos hin; allerdings bleibt er jeden Beweis für Auswirkungen der Grundschleppnetzfisherei schuldig. Daß nicht jede Form der Fischerei negative Effekte auf das Benthos haben muß, konnte I. KRÖNCKE (pers. Mitt., siehe auch RACHOR 1989) bei Benthosuntersuchungen auf der Doggerbank feststellen: die sehr intensive Sandaalfischerei dort hat keine

signifikanten Veränderungen der Benthosgemeinschaft verursacht. Die Auswirkungen der Austernfischerei mit hydraulischen Dredgen wurden von ISMAIL (1985) untersucht. Auf verschiedenen Sedimenten registrierte er eine kurzfristige Verringerung der Artenzahl und der Diversität, nach 3 Monaten wurden wieder die ursprünglichen Werte erreicht. Eine Bibliographie über Auswirkungen der Fischerei auf Benthosorganismen gibt REDANT (1987).

Weitere Hinweise über die Auswirkung mechanischer Störungen auf das Benthos können aus Untersuchungen über Sedimententnahme bzw. Sedimentverklappung entnommen werden. Von der großen Zahl des veröffentlichten Schrifttums zu diesem Thema (eine Bibliographie über Auswirkungen der Sedimententnahme und Sedimentverklappung auf Benthosorganismen gibt MORTON, 1977) seien die folgenden Veröffentlichungen hier erwähnt:

Das amerikanische "Dredged Material Research Program" (DMRP) nahm sich dieses Themas in einer Reihe von Untersuchungen (Zusammenfassung von HIRSCH et al. 1978) an. Die Untersuchungen machen deutlich, daß mechanische Störungen sich nur lokal auswirken und daß Sedimentresuspension von untergeordneter Bedeutung für Benthosorganismen ist. Bei gleicher Zielsetzung zieht ein Bericht der Deutschen wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung (DWK, 1976) für den deutschen Schelfbereich ähnliche Schlüsse.

POINER & KENNEDY (1984), ROSENBERG (1977) und VAN DOLAH et al. (1979) untersuchten Auswirkungen großflächiger Sedimententnahme auf das Benthos und kamen zu dem Schluß, daß Arten- und Individuenzahlen sowie die Diversität in vielen betroffenen Arealen signifikant zurückgingen. JONES & CANDY (1981) kommen zu dem Schluß, daß die Hauptwirkung der Sedimententnahme durch dauerhafte Veränderung des abiotischen Milieus (i.e. der Sedimentverhältnisse) beschrieben werden kann. VAN DER VEER et al. (1985) beobachteten große Unterschiede in der Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung in Gebieten von Sedimententnahme, abhängig von den hydrographischen Bedingungen: Zwischen 1 Jahr in Gebieten mit großer Gezeitenströmung und 5 bis 10 Jahren in Gebieten mit geringen Strömungen.

4.3.3. Auswirkungen der Scherbretter auf das Benthos

Die bisherigen Erkenntnisse über Auswirkungen mechanischer Störungen im Allgemeinen und der Grundfischerei im Speziellen auf das Benthos sind also widersprüchlich. Gemeinhin wird angenommen, daß intensive Fischerei zu einer erhöhten Mortalität, einer geringeren Diversität, einer Abnahme empfindlicher und Zunahme von opportunistischer Organismen, und einer zunächst gesteigerten, dann aber abnehmenden Produktion führt (verg. ICES Study Group on Effects of Bottom Trawling 1988, WEBER et al. 1990). Solche Annahmen sind verallgemeinernd und beziehen sich auf schematische Konzepte von Störungen von Tiergemeinschaften, die z.B. von RHOADS et al. (1978) beim Vergleich von physikalischer Störung und Verschmutzung dargestellt werden.

Zunächst beziehe ich mich auf die Umweltverhältnisse am Meeresboden, wie sie in der Ostsee und besonders in der Kieler Bucht angetroffen werden. Selbstverständlich führt Fischerei auf anderen Substraten zu gänzlich anderen Auswirkungen für die Benthosgemeinschaft, dieser Aspekt wird am Ende dieses Kapitels behandelt.

Die einzelnen Phasen der Scherbrettpassage über und durch das Sediment sollen hier noch einmal beschrieben werden: Den Scherbrettern voraus eilt ein Staudruck, der leicht suspendierbare Sedimentpartikel, Detritus und Organismen mit zunehmender Nähe des Scherbretts vom Boden abhebt und an der Innenkante des Netzes vorbeigleiten läßt. Deutlich wird dieser Vorgang belegt durch Videoaufnahmen der BFA Hamburg und des Marine Laboratory Aberdeen.

Der Pflugeffekt des Scherbretts führt zu einer Verlagerung von Sediment und den darin lebenden Organismen, wobei die feinere Fraktion in Suspension gebracht und über eine größere Fläche verteilt wird, die gröbere Fraktion hingegen nur verschoben wird, bzw. unmittelbar nach Passage des Scherbretts an der Innenseite der Spur sedimentiert und möglicherweise eine wallartige Sedimentaufwerfung (von mir nicht beobachtet) bilden kann.

Dem Scherbrett folgt ein starker Sog, der Sedimentmaterial (mit den darin lebenden Organismen) aufwirbeln und verdriften kann.

Diese Sogwirkung führt auch zu den bekannten Suspensionswolken, die in etwa den Jagern folgen und die Fische in Richtung der Netzflügel zusammentreiben.

4.3.3.1. Auswirkungen der Scherbretter auf das Benthos in verschiedenen Sedimenttiefen

4.3.3.1.1. Epibenthos

Meine Untersuchungen kommen zu folgendem Schluß: Sowohl bei Untersuchungen in frischen Scherbrettspuren als auch beim Vergleich von befischten mit unbefischten Gebieten ist die Abundanz vagiler epibenthischer Tiere in befischten Bereichen kaum gegenüber der in den unbefischten Bereichen verringert.

Die Untersuchungen des Dredged Material Research Program (DMRP 1978) kommen hingegen zu dem Schluß, daß bei direkter mechanischer Einwirkung auf Benthosorganismen die epibenthischen Faunenelemente fast immer getötet werden, während die Infauna oftmals überlebt und nach der Störung in gewissem Maße auch zurückwandern kann (vergl. MAURER et al., 1980, 1981, 1982, 1986). Das DMRP bezieht seine Daten allerdings vor allem aus Sand- und Kiesentnahme bzw. Sediment-Verklappung, wo die Verhältnisse aufgrund einer gegenüber der Fischerei erheblich größeren Störungsintensität pro Flächeneinheit, verbunden mit Veränderungen des Sedimenttyps, anders liegen dürften.

Vermutlich werden also vagile bzw. nicht fest angeheftete, epibenthische Tiere (in meinem Untersuchungsgebiet vor allem die Polychaeten *Harmothoe impar*, *Harmothoe imbricata*, *Antinoella sarsi*, *Pholoe minuta*, und Crustaceen wie *Diastylis rathkei*) durch die herannahenden Scherbretter zunächst verlagert, können aber anschließend rasch in die Spur mit ihrem für Räuber reichen Nahrungsangebot an exponierten Tieren zurückkehren. So waren z.B. die Crustaceen in einer 24 h alten Spur (Boknis Eck, 24 m) in gleicher Abundanz und Biomasse vorhanden wie im Kontrollgebiet, während in ganz frischen Spuren (Boknis Eck, 19 und 22 m, jeweils wenige Stunden nach Befischung beprobt) noch eine deutliche

Verminderung dieser Gruppe festzustellen war.

Anders verhält sich der Seestern *Asterias rubens*. Diese Art wird wegen ihrer Größe in Backengreifern und Taucherstechkästen nicht repräsentativ erfaßt. In Dredgenfängen waren bei vorlaufenden Scherbrettern 12.9% der Individuen beschädigt, was fast eine Versechsfachung gegenüber Dredgen ohne vorlaufende Scherbretter (2.2%) bedeutet. Zu ähnlichen Resultaten kamen die ICES Untersuchungen (DE GROOT 1984 und Literatur darin). *Asterias rubens* bietet eine große Angriffsfläche gegenüber Scherbrettern und ist wegen Gewicht und der Haltekraft der Saugfüße weniger leicht aufzuwirbeln und zu verdriften, wird also eher getroffen. Dieser Befund könnte auszuweiten sein auf alle Echinodermen (De GROOT 1984) und möglicherweise auf alle festgehefteten epibenthischen Tiere (Bivalvia, Mytilidae).

4.3.3.1.2. Endobenthos

Auch für die Infauna ist die verringerte Abundanz, die in den befischten Bereichen festgestellt wurde, nicht gleichzusetzen mit Mortalität. Es besteht die Möglichkeit, daß die Organismen durch die hinter dem Scherbrett entstehende Sogwirkung lediglich aufgewirbelt werden und sich dann an anderer Stelle wieder absetzen. Die meisten Tiere sind in der Lage, anschließend ihre Lebensführung wieder aufzunehmen. Gangbauende und -bewohnende Tiere (Polychaeten, Priapuliden) und große Bivalvier sind in einem solchen Falle benachteiligt, da sie sich nur mit großem Energieaufwand wieder reetablieren können, was mit Produktionsverminderung verbunden sein dürfte (K. OCKELMANN, Helsingör, pers. Mitt.; vergl. auch MAURER 1986).

Im Schlick erreichen Scherbrettspuren die größte Tiefe, und nur dort sind Abundanz und Biomasse der tiefer lebenden Tiere (vor allem *Halicryptus spinulosus* und *Scoloplos armiger*) gegenüber dem unbefischten Bereich verringert.

4.3.3.2. Beschädigung von Benthosorganismen durch Scherbretter

Ein großer Teil der Tiere, die in den Dredgen-Experimenten mit vorlaufenden Scherbrettern gefangen wurden, dürfte durch die Scherbretter aufgewirbelt worden sein und wäre dann in einer nachfolgenden Beprobung der Spur nicht aufgefunden worden. Bei diesen Tieren lag der Anteil beschädigter Exemplare in keinem Falle über 33%. Auch dies ist ein Hinweis darauf, daß verringerte Abundanz in Fischereispuren nicht mit Mortalität verwechselt werden darf, ein Irrtum, dem z.B. RAUCK (1988: "Benthosverödung") bei Baumkurren-Experimenten aufsitzt. Trotzdem besteht für die Infauna eine gegenüber der Epifauna größere Gefahr, zwischen Scherbrett und Sediment zerrieben zu werden. Mechanische Resistenz (dicke Schalen kugelig-kompakter Muscheln: *Corbula gibba*, *Astarte borealis* in Dredgeexperimenten, genauso vermutlich *A. elliptica* und *A. montagui*) reduziert deutlich die Beschädigungen durch Scherbretter oder schließt sie gänzlich aus. Dünnschalige Muscheln (*Abra alba*, *Macoma calcarea*, *Mya arenaria*) werden hingegen in weit höherem Maße mechanisch beschädigt. Eine Mittelstellung nimmt *Arctica islandica* ein, bei der mit zunehmender Körpergröße offensichtlich ein ungünstigeres Verhältnis zwischen Angriffsfläche (Körperoberfläche) und Schalendicke erreicht wird, was sich in Dredgeexperimenten durch einen höheren Beschädigungsgrad der größeren Tiere äußerte. Eine kritische Größe scheint bei *Arctica islandica* mit 35 mm Länge erreicht zu sein.

4.3.3.3. Auswirkung der Fischerei auf *Arctica islandica*

Über die Folgen der Fischerei für *Arctica islandica* gibt es verschiedene Ansichten, die sich zunächst zu widersprechen scheinen: ARNTZ & WEBER (1970) fanden bei Tauchbeobachtungen in den erwähnten (aber von mir nicht gefundenen) Randwällen "große Mengen nebst zerbrochenen, bereits leeren Schalen" von *Arctica*. Ausgehend von einer Rate von 1% zerschlagener Muscheln pro Scherbrettpassage folgern sie, daß "die sehr unregelmäßige Verteilung von *Cyprina* (= *Arctica*) im Untersuchungsgebiet teilweise auf die Wirkung der Scherbretter zurückzuführen ist". Nach

WEIGELT (1987) ist die Fischerei dahingegen nicht verantwortlich für die Verteilung von *Arctica islandica*.

Die Befunde, nicht aber die Folgerungen von ARNTZ & WEBER (1970) sind richtig. Das wird an einer kleinen Rechnung deutlich: Bei einer Zerschlagungsrate von 1% der überfahrenen Tiere und einer jährlichen Störung von 20% der Fischereizone durch Scherbretter wäre eine *Arctica*-Population (Rekrutierung nicht eingerechnet!), in den 50 Jahren nach Aufkommen verstärkter Scherbrettfischerei in der Kieler Bucht erst um 10% dezimiert. Die Verteilung von *Arctica* kann also davon nicht beeinflusst sein.

Ich konnte nachweisen, daß Beschädigungen an *Arctica islandica* vor allem die größeren Tiere über 35 mm Schalenlänge betrifft. Es wurde deutlich, daß nur im Rinnensystem der Kieler Bucht die Fischerei zu einer häufigen Störung führt. Beide Faktoren zusammen sollten sich in der Größenverteilung von *Arctica* in den Rinnen der Kieler Bucht nachvollziehen lassen.

Leider kommen die Muscheln bei der von mir untersuchten Station Eckernförder Bucht N (Boknis Eck bei WEIGELT und ARNTZ) nur sehr spärlich vor, so daß sich keine Größenverteilung ermitteln läßt. Auch in der Wattenbergrinne wurden in den Jahren 1984 und 1985 nur 13 Exemplare von *Arctica* gefunden (WEIGELT 1987), so daß auch hier die Größenverteilung nicht bekannt ist.

In der Vejsnaes Rinne ist *Arctica* häufiger. WEIGELT (1987) stellte die Frage, warum 1984 und 1985 immer nur Exemplare unter 55 mm zu finden waren, eine Beobachtung, die auch schon von ARNTZ (1972) für den Beobachtungszeitraum 1968 bis 1969 gemacht wurde. Dies ist möglicherweise ein Effekt der Grundschieppnetzfisherei.

4.3.3.4. Weitere Auswirkungen der Scherbretter für das Benthos

Die bei jeder mechanischen Einwirkung unvermeidliche (und bei der Grundschieppnetzfisherei erwünschte, s. MAIN & SANGSTER 1981) Suspension feiner Sedimentteilchen führt zur Trübung des Wassers und damit zur Herabsetzung der Photosyntheseleistung benthischer Algen, Störung der Ei-Entwicklung von Fischen, Beeinträchtigung der Beuteauffindung räuberischer Arten und zur Überlagerung von

Benthostieren durch erhöhte Sedimentation (DWK 1976). Der Anteil von Suspensionsfressern erwies sich allerdings nicht als signifikant verringert gegenüber unbefischten Kontrollgebieten. Da die Kieler Bucht auch ohne Zutun der Grundschleppnetzfisherei sehr häufig Trübungen im bodennahen Bereich aufweist, wofür bodennahe Strömungen verantwortlich sind, ist dies auch nicht weiter verwunderlich (vergl. FOWLER 1989).

Da bei meinen Untersuchungen Aufwerfungen am Innenrand der Scherbrettspuren nicht bestätigt werden konnten (dies gilt zumindest für den Schlickbereich), spielt das Problem der Verschüttung, die für Benthosorganismen häufig letal ist (MAURER 1986), nur eine untergeordnete Rolle.

4.3.4. Die Reaktion des Benthos auf Grundschleppnetzfisherei in der Kieler Bucht

Man mag sich die Frage stellen, warum eine derartig starke und ständige Störung wie die Grundschleppnetzfisherei zwar zu einer deutlichen Reduktion der Individuenzahl und Biomasse, nicht aber zu einer grundsätzlich veränderten Arten- und Dominanzstruktur in der Kieler Bucht führt.

Die Benthosgemeinschaft der Kieler Bucht ist eine in hohem Maße durch Einwirkung verschiedener Stressoren verarmte ("adaptierte") Gemeinschaft. Neben häufigen Salzgehaltsschwankungen, Sauerstoffmangel (WEIGELT 1986, 1987), Schadstoffen und Extremwintern ist Grundschleppnetzfisherei nur eine unter vielen Störungen der Gemeinschaft. V.OERTZEN (1988) führt aus, daß Euryhalinität gewöhnlich mit Sauerstoffmangel-Resistenz einhergeht und erweitert diese Beobachtung zu einer "allgemeinen Euryplastizität" der Brackwasserbewohner. Dies ist dadurch zu erklären, daß nur die sehr euryöken Opportunisten in diesen physikalisch kontrollierten Lebensraum eingedrungen sind. Die Folge ist ein zwar intensiver, aber wenig verzweigter Energiefluß (v.OERTZEN 1988). In einem derartigen Lebensraum siedelt eine weitgehend omnivore Makrofauna-Gemeinschaft mit hoher Reproduktion (r-Strategen) und gewöhnlich planktischen Larvenformen (eine Ausnahme bilden die

Muscheln der Gattungen *Astarte* und *Musculus*). Eine Reihe von Makrofauna-Populationen (Ophiuridae) reproduziert nicht in der Ostsee selbst, sondern ist auf Larveneinstrom aus dem Kattegatt angewiesen. Eine Veränderung der Gemeinschaftsstruktur kann also nur dann erfolgen, wenn durch den Ausfall kompletter trophischer Gruppen der Energiefluß gänzlich verändert wird.

Da durch Grundschleppnetzfisherei immer nur ein Teil der Fläche gestört wird, ist ein Totalausfall trophischer Gruppen auszuschließen. Eine Benthosgemeinschaft kann sich nach einer Störung innerhalb einer gewissen Zeit regenerieren, bis zur nächsten Störung. Dabei gibt es verschiedene Regenerationsmuster: 1. vertikale oder laterale Rückwanderung aus verfrachtetem Material. 2. Einwanderung adulter Organismen aus ungestörten Gebieten (MAURER 1986). 3. Jahreszeitliche Reproduktion und Larvenwanderung aus ungestörten Gebieten.

Eine Rückwanderung adulter Tiere aus verfrachtetem Material läßt sich bei in-situ-Probennahmen nicht von der Einwanderung aus ungestörten Gebieten unterscheiden. Die Einwanderung adulter Tiere in frische Scherbrettspuren ist abhängig von der Distanz und von der Mobilität der Tiere. Da Scherbrettspuren lang und schmal sind, also einen großen Randanteil bei relativ kleiner Fläche haben, sollte die Einwanderung ein schneller Prozess sein. Tatsächlich erhöhte sich Abundanz und Biomasse der vagilen Arten in einer 24 h nach Scherbrettspassage beprobten Spur (Boknis Eck, 24 m) beträchtlich gegenüber der Kontrollstation, nicht so jedoch in den jeweils kurz nach Scherbrettüberfahrt beprobten Spuren in 19 und 22 m Tiefe.

Eine Wiederbesiedlung allein über Larvenstadien verläuft über verschiedene Sukzessionsstufen, wobei die ursprüngliche Diversität erst nach Monaten bis Jahren wiedererreicht wird (u.a. ARNTZ & RUMOHR 1982, 1986; BONSDORFF 1980, 1983; BONSDORFF et al. 1984, 1986, PAGLIAI et al. 1985, RUMOHR 1980 und Literatur darin). RUMOHR unterscheidet bei Wiederbesiedlungsversuchen in der Kieler Bucht zwischen einer Prä-Opportunistenphase mit niedrigen Individuenzahlen zufällig schwankender Artenassoziationen, der

Opportunistenphase als Beginn der eigentlichen Gemeinschafts-sukzession mit geringen Arten- und hohen Individuenzahlen (vor allem der Polychaetengattung *Polydora*), und anschließender Post-Opportunistenphase, in welcher der größte Teil des Artenspektrums mit ausgeglicheneren Individuenzahlen vertreten ist.

Gemeinhin wird angenommen, daß die Störung einer Tiergemeinschaft zuerst zu einer reduzierten Artenzahl und einer verminderten Diversität führt. Für Störungen durch Grundschleppnetzfisherei paßt diese Vorstellung nicht. Artenzahlen befischter Bereiche unterschieden sich nicht oder nur wenig von denen aus unbefischten Vergleichsbereichen (eine Beobachtung, die übrigens auch ISMAIL (1985) bei Untersuchungen über die Auswirkungen hydraulischer Austerndredgen auf das Benthos machte). Dies dokumentiert, daß Scherbretter nicht sehr "gründlich" vorgehen, also einen höchst variablen Effekt auf das Benthos haben, was bei einem über den Boden rumpelnden Scherbrett auch leicht vorstellbar ist. Da auch Arten mit geringem Individuenanteil voll in die Artenzahl einer Station miteingehen, gleichzeitig aber die Individuenzahl unter dem unselektiven Einfluß der Scherbretter gerade bei den Arten am meisten reduziert ist, die im Kontrollbereich am häufigsten vorkommen (erhöhte Eveness), resultiert dies in einer erhöhten Diversität. Dies war für fast alle beprobten Stationen festzustellen. Die ökologischen Indizes "Eveness" und "Diversität" sind also für unselektive mechanische Störungen von Tiergemeinschaften als Kriterien nicht in der Form anwendbar, wie dies mit Erfolg für Gemeinschaften, die beispielsweise unter Verschmutzungsstress stehen (vgl. u.a. ANGER 1975), möglich ist. Gerade die Eveness steigt in Bereichen, die überwiegend von opportunistischen Arten besiedelt sind, nach kleinräumiger mechanischer Störung an.

Trotz der Schwierigkeit, unbefischte Referenzgebiete aufzufinden, möchte ich folgende Schlüsse ziehen:

1. Nur im Rinnensystem der Kieler Bucht ist die Fischerei-Intensität groß genug, um gegenüber einer ständigen Wiederbesiedlung dokumentierbare Veränderungen in der Benthosbesiedlung zu bewirken.
2. Fischereiauswirkungen betreffen die Endofauna mehr als die Epifauna, die Abundanz mehr als die Biomasse.
3. Bei nur geringem Gesamtartenausfall werden die häufigsten Arten am meisten in ihrer Abundanz verringert, was
4. erhöhte Evenness und Diversität bewirken kann.
5. Die Wirkung der Scherbretter besteht zum überwiegenden Teil aus Aufwirbeln von Sediment und den darin lebenden Tieren durch vorlaufenden Staudruck und folgenden Wassersog, nur ein geringer Teil der Tiere kollidiert direkt mit dem Scherbrett.
6. Ein großer Teil der Tiere überlebt eine Scherbrettpassage, vor allem kleine Muscheln mit dicker Schale widerstehen den Belastungen durch Scherbrettaufwirbelung gut.

4.3.5. Eine vorsichtige Ausdehnung der Befunde auf andere Biotope und Schlußfolgerung

Die Art der Auswirkung wird immer von Sedimenteigenschaften und von der Struktur der sie besiedelnden Organismengemeinschaften abhängig sein. Je härter der Untergrund ist (Sandgrund), umso geringer wird der Anteil des resuspendierten Materials und umso höher wird die Gefahr des direkten Kontakts der im oberen Teil des Sediments lebenden Tiere mit dem Scherbrett sein. Dies betrifft wahrscheinlich große Arten (Echinodermen) in stärkerem Maße als kleinere (vergl. PEARSON et al. 1985). Andererseits dürften in sandigen Sedimenten, in die Scherbretter nicht tief eindringen, die tieferlebenden Arten relativ gut geschützt sein. Wie in der Kieler Bucht werden allgemein kleine, leicht aufzuwirbelnde epibenthische Tiere zum überwiegenden Teil nur verdriftet werden, ohne größeren Schaden zu erleiden.

Große negative Effekte wird die Grundschleppnetzfisherei überall dort anrichten, wo strukturbildende Elemente wie Korallenriffe, bestandsbildende Polychaeten- und Bryozoenkolonien (BRADSTOCK & GORDON 1983), Seegraswiesen (*Posidonia oceanica*, siehe ARDIZZONE & PELUSI 1983, oder *Zostera marina*), Muschelbänke (vergl. REISE 1982, RIESEN & REISE 1982), oder Hartsubstrate (Steine und Schill) in Mitleidenschaft gezogen werden. Die Auswirkung auf die dort lebende Makrofaunagemeinschaft wird direkt abhängen vom Grad der Beschädigung und von der Regenerationsfähigkeit der Strukturelemente.

Generell gilt, daß neben dem Typ des Untergrundes der Grad der Komplexität der siedelnden Gemeinschaft über Auswirkungen bei einer Befischung bestimmt: je komplexer die Gemeinschaft, umso größer das Zerstörungspotential. Umgekehrt angewandt (vergl. BOESCH & ROSENBERG 1981) führt dies zu der Erkenntnis, daß die befischten Regionen der Kieler Bucht zu einem wenig komplexen Gemeinschaftstyp gehören, dem eine "globale Stabilität" (GRAY 1977) zuzuschreiben ist und dessen Zerstörungspotential gering ist.

5. Literatur

Aller, R.C.; 1980.

Quantifying solute distribution in the bioturbated zone of marine sediments by defining an average microenvironment. *Geochim. Cosmochim. Acta* 44: 1955-1965.

Andersin, A.B.; Sandler, H.; 1982.

Rationalization of zoobenthic monitoring methods. Unveröff. Manuskript.

Anger, K.; 1975.

On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the south of Kiel Bay. Part 2. Quantitative studies on community structure.

Helgoländer wiss. Meeresunters. 27: 408-438.

Ankar, S.; 1976.

Final report from the Benthic Macrofauna Group. Baltic Sea Expert Meeting on intercalibration of biological and chemical methods, Askö, June 8-15 1974.

Contr. Askö Lab. Univ. Stockholm 12.

Ardizzone, G.D.; Pelusi, P.; 1983.

Fish populations exposed to bottom trawling along the Middle Tyrrhenian Sea.

Rapp. Proc. Verb. Reun. Ciesm., 28: 107-110.

Arntz, W.E.; 1977.

Zielsetzung und Probleme struktureller Benthosuntersuchungen in der marinen Ökosystemforschung.

Gesellschaft für Ökologie, Verhandlungen; 7. Jahresversammlung, Kiel.

Arntz, W.E.; 1981.

Zonation and dynamics of macrobenthic biomass in an area stressed by oxygen deficiency.

In: *Stress effects on natural ecosystems* (G. Barrett & R. Rosenberg eds.), John Wiley and Sons, New York: 215-225.

Arntz, W.E.; Weber, W.; 1970.

Cyprina islandica L. (Mollusca, Bivalvia) als Nahrung von Dorsch und Kliesche in der Kieler Bucht.

Berichte Deutsche Wiss. Komm. Meeresforsch. 21: 193-205.

Arntz, W.E.; Brunswig, D.; Sarntheim, M.; 1976.

Zonierung von Mollusken und Schill im Rinnensystem der Kieler Bucht (Westliche Ostsee).

Senckenbergiana marit. 8: 193-209.

Arntz, W.E.; Rumohr, H.; 1982.

An experimental study of macrobenthic colonization and succession and the importance of seasonal variation in temperate latitudes.

J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 64: 17-45.

Arntz, W.E.; Rumohr, H.; 1986.

Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in an established community.

Meeresforsch. 31: 97-114.

Baader, G.; Schlungbaum, G.; 1982.

Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.

Teil 12. Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern.

Acta hydrochim. hydrobiol. 10(2): 153-166.

Babenerd, B.; Gerlach, S. A.; 1987.

Bathymetry and sediments of Kieler Bucht.

In: Seawater-sediment interactions in coastal waters, lecture notes on coastal and estuarine studies No. 13 (J. Rumohr, W. Walger and B. Zeitzschel eds.), Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New-York, S. 15-31.

Balzer, W.; 1978.

Untersuchungen über Abbau organischer Materie und Nährstoff-Freisetzung am Boden der Kieler Bucht beim Übergang von oxischen zum anoxischen Milieu.

Diss. und Reports SFB 95, Univ. Kiel, Nr. 57, 150 S.

Balzer, W.; 1984.

Organic matter degradation and biogenic cycling in a nearshore sediment (Kiel Bight).

Limnol. Oceanogr. 29(6): 1231-1246.

Balzer, W.; 1986.

Forms of phosphorous and its accumulation in coastal sediments of Kieler Bucht.

Ophelia 26: 19-35.

Balzer, W.; 1989.

Chemische Reaktionen und Transportprozesse in oberflächennahen Sedimenten borealer und polarer Meeresgebiete.

Unveröff. Habilitationsschrift, Univ. Kiel, 312 S.

Balzer, W.; Erlenkeuser, H.; Hartmann, M.; Müller, P.J.;

Pollehne, F.; 1987.

Diagenesis and exchange processes at the benthic boundary.

In: Seawater-sediment interactions in coastal waters, lecture notes on coastal and estuarine studies No. 13 (J. Rumohr, W. Walger and B. Zeitzschel eds.), Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New-York, S. 69-110.

Balzer, W.; Kähler, P.; 1989.

Natürliche Entfernung von Stickstoff durch Denitrifikation aus dem System Kieler Bucht.

Abschlußbericht Teilvorhaben 21 des Forschungsvorhabens "Eutrophierung der Nord- und Ostsee", BmFUNK, 22 S.

Berner, R.A.; 1964.

An idealized model for dissolved sulfate distribution in recent sediments.

Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1497-1503.

Berner, R.A.; 1971.

Principles of chemical sedimentology.

McGraw-Hill, New York, 240 S.

Berner, R.A.; 1974.

Kinetic models for the early diagenesis of nitrogen, sulfur, phosphorus, and silicon in anoxic marine sediments.

In: The Sea Vol. 5 (E.D. Goldberg ed.), Wiley, New York: 427-450.

Berner, R.A.; 1976.

The benthic boundary layer from the viewpoint of a geochemist.

In: The Benthic Boundary Layer (I.N. McCave ed.). Plenum Press, 323 S.

Berner, R.A.; 1980.

Early diagenesis, a theoretical approach.

Princeton Univers. Press, 241 S.

Bernhard, M.; 1989.

Sedimentologische Beeinflussung der Oberflächensedimente durch Grundfischerei in der Kieler Bucht.

Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Kiel, 41 S.

Bick, A.; Gosselck, F.; 1985.

Arbeitsschlüssel zur Bestimmung der Polychaeten der Ostsee.

Mitt. Zool. Mus. Berlin 61: 171-272.

Billen, G.; 1978.

A budget of nitrogen recycling in North Sea sediments off the Belgian coast.

Estuar. coast. mar. Sci. 7: 127-146.

Bodungen, B.von; 1975.

Der Jahresgang der Nährsalze und der Primärproduktion des Planktons in der Kieler Bucht unter Berücksichtigung der Hydrographie.

Diss., Univ. Kiel, 116 S.

Bodungen, B.von; 1986.

Annual cycles of nutrients in a shallow inshore area: Kiel Bight.

- Variability and trends.

Ophelia 26: 91-107.

Bodungen, B. von; Bröckel, K. von; Smetacek, V.;

Zeitzschel, B.; 1976.

The plankton tower. I. A structure to study water / sediment interactions in enclosed water columns.

Mar.Biol. 34 : 369-372.

Bodungen, B.von; Gocke, K.; Smetacek, V.; Zeitzschel, B.; 1976.
The effect of sediment flushing by density displacement of
interstitial water on pelagic primary production and microbial
activity.

Kieler Meeresforsch., Sonderheft 3: 87-95.

Boesch, D.F.; Rosenberg, R.; 1981.

Response to stress in marine benthic communities.

In: Stress effects on natural ecosystems (G.W. Barrett,
R. Rosenberg eds), Wiley & sons ltd.

Bonsdorff, E.; 1980.

Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay
in SW Finland.

Ophelia Suppl. 1: 145-155.

Bonsdorff, E.; 1983.

Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow
brackish waters.

Oceanol. Acta, Proc. 17th Europ. Mar. Biol. Symp.: 27-32.

Bonsdorff, E.; Karlsson, O.; Leppäkoski, E.; 1984.

Ecological changes in the brackish water environment of the
Finnish west coast caused by engineering work.

Ophelia Suppl. 3: 33-44.

Bonsdorff, E.; Leppäkoski, E.; Österman, C.-S.; 1986.

Patterns in post-impact successions of zoobenthos following
physical and chemical disturbance in the Northern Baltic Sea.
Publications of the Water Research Institute, National Board of
Waters, Finland, No. 68, S. 117-121.

Bradstock, M; Gordon, D.P.; 1983.

Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay and their protection
to conserve commercial fish stocks.

New Zealand J. mar. freshw. Res. 17: 159-163.

Brandt, E.; 1977.

Belastung der Ostsee im schleswig-holsteinischen Küstengebiet.
Vom Wasser 48: 3-16.

Brey, T.; 1984.

Gemeinschaftsstrukturen, Abundanz, Biomasse und Produktion des
Makrozoobenthos sandiger Böden der Kieler Bucht in 5 - 15 m
Wassertiefe.

Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel, Nr. 123, 124 S.

Brey, T.; 1986.

Formalin and Formaldehyde-depot chemicals: effects on dry weight
and ash free dry weight of two marine bivalve species.

Meeresforsch. 31: 52-57.

Bridger, J. P.; 1970.

Some effects of the passage of a trawl over the seabed.

ICES, C.M.1970/B:10. mimeo

Bridger, J. P.; 1972.

Some observations on the penetration into the sea bed of tickler chains on a beam trawl.

ICES, C.M.1972/B:7. mimeo

Brohmer, P.; 1971.

Fauna von Deutschland.

Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg, 581 S.

Brunswig, D.; Arntz, W.; Rumohr, H.; 1976.

A tentative field experiment on population dynamics of macrobenthos in the Western Baltic.

Kieler Meeresforsch. 3: 49-59.

Caddy, J. F.; 1973.

Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a Scallop ground.

J. Fish. Res. Board Can. 30: 173-180.

Caldwell, D.R.; Chriss, T.M.; 1979.

The viscous sublayer at the sea floor.

Science 205: 1131-1132.

Carignan, R.; Tessier, A.; 1988.

The co-diagenesis of sulfur and iron in acid lake sediments of southwestern Quebec.

Geochim. Cosmochim. Acta 52: 1179-1188.

Claypool, G.E.; Kaplan, I.R.; 1974.

The origin and distribution of methane in sediments.

In: Natural gases in marine sediments, (ed. I.R. Kaplan), Plenum Press, S. 99-139.

Creutzberg, F.; Duineveld, G. C. A.; Van Noort, G. J.; 1985.

The effect of different numbers of tickler chains on beam trawl catches.

Aurelia Cruise Report 10, Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel 1985-1, 27 S.

Davis, R.B.; Thurlow, D.L.; Brewster, F.E.; 1975.

Effect of burrowing tubificid worms on the exchange of phosphorous between lake sediment and overlying water.

Verh. Internat. Verein Limnol. 19: 382-394.

De Clerck, R.; Hovart, P.; 1972.

On the effects of tickler chains.

ICES, C.M. 1972/B:15. mimeo

De Groot, S. J.; 1971.

Some experiments on the influence of the beam trawl on the bottom fauna.

ICES, C.M. 1971/B:2. mimeo

De Groot, S. J.; 1972.

Some further experiments on the influence of the beam trawl on the bottom fauna.

ICES, C.M. 1972/B:6. mimeo

De Groot, S. J.; 1984.

The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea.
Ocean Management 9: 177-190.

De Groot, S. J.; Apeldoorn, J.; 1971.

Some experiments on the influence of the beam trawl on the bottom fauna.

ICES, C.M. 1971/B:2. mimeo

Deutsche Wissenschaftliche Kommission für Meeresforschung; 1976.

Stellungnahme der Arbeitsgruppe Sand und Kiesentnahme vom deutschen Festlandssockel.

Dicke, M.; 1986.

Vertikale Austauschkoefizienten und Porenwasserfluß an der Sediment/Wasser-Grenzfläche.

Diss. und Ber. Inst. Meeresk., Kiel, Nr 155, 164 S.

Dold, R.; 1980.

Zur Ökologie, Substratspezifität und Bioturbation von Makrobenthos auf Weichböden der Kieler Bucht.

Unveröff. Diss., Univ. Kiel, 449 S.

Erlenkeuser, H.; 1976.

¹⁴-C und ¹³-C isotope concentration in modern marine mussels from sedimentary habitats.

Naturwiss. 63: 338.

Fauchald, K.; Jumars, P.A.; 1979.

The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds.

Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 17: 193-284.

Flemming, B. W.; 1976.

Side-scan sonar: a practical guide.

International Hydrographic Review, Monaco, LIII(1): 65-92.

Floderus, S.; 1989.

The effect of sediment resuspension on nitrogen cycling in the Kattegat.

Diss. Univ. Upsala und UNGI Rapport Nr. 71, 21 S.

Fowler, S.; 1989.

Nature conservation implications of damage to the seabed by commercial fishing operations.

Report Nr. 79, Marine Science Branch, Nature Conservancy Council, England, 33 S.

Froelich, P.N.; Klinkhammer, G.P.; Bender, M.L., Luedke, N.A.;

Heath, G.R.; Cullen, D.; Dauphin, P.; Hammond, D.; Hartman, B.;

Maynard, V.; 1979.

Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the Eastern Equatorial Atlantic.

Geochim. Cosmochim. Acta 43: 1075-1090.

- Gerlach, S. A.; 1986.
Langfristige Trends bei den Nährstoff-Konzentrationen im Winterwasser und Daten für eine Bilanzierung der Nährstoffe in der Kieler Bucht.
Meeresforsch. 31: 153-174.
- Gerlach, S. A.; 1988.
Eutrophication of Kieler Bucht.
Kieler Meeresforsch., Sonderheft 6: 54-63.
- Goldhaber, M.B.; Kaplan I.R.; 1975.
Controls and consequences of sulfate reduction rates in recent marine sediments.
Soil sci. 119: 42-55.
- Graf, G.; 1989.
Die Reaktionen des Benthals auf den saisonalen Partikelfluß und die laterale Advektion, sowie deren Bedeutung für Sauerstoff- und Kohlenstoffbilanzen.
Reports SFB 313, Univ. Kiel, 77 S.
- Grafenstein, U., v. 1982.
Zur Erosionswirkung von Seegang: Beobachtungen an Wellenrippeln in der Kieler Bucht (Westl. Ostsee).
Reports SFB 95, Univ. Kiel, Nr 63.
- Graham, M.; 1955.
Effect of trawling on animals of the sea bed.
Deep-Sea Res. Suppl. 3: 1-6.
- Grasshoff, K.; Ehrhardt, M.; Kremling, K.; 1983.
Methods of seawater analysis.
Verlag Chemie, Weinheim, 419 S.
- Gray, J.S.; 1977.
The stability of benthic ecosystems.
Helgoländer Wiss. Meeresunters. 30: 427-444.
- Hagmeier, A.; 1930.
Die Bodenfauna der Ostsee im April 1929.
Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch. V: 156-173.
- Hartmann-Schröder, G.; 1971.
Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta.
In: Die Tierwelt Deutschlands. (M. Dahl und F. Peus eds.),
Fischer, Jena, 594 S.
- Healy, T.; Werner, F.; 1987.
Sediment budget for a semi-enclosed sea in a near homogeneous lithology; example of Kieler Bucht, Western Baltic.
Senckenbergiana marit. 19: 195-222.
- Hirsch, N.; Disalvo, L.H.; Peddicord, R.; 1978.
Effects of dredging and disposal on aquatic organisms.
Technical Report DS-78-5, US-Army Engineer Waterways Experiment Station, 41 S.

- Houghton, R. G.; Williams, T.; Blacker, R. W.; 1971.
Some effects of double beam trawling.
ICES, C.M. 1971/B5. mimeo
- Hurd, D.C.; 1973.
Interactions of biogenic opal, sediment and seawater in the
Central Equatorial Pacific.
Geochim. Cosmochim. Acta 37: 2257-2282.
- Hylleberg, J.; Riis-Vestergard, H.; 1984.
Marine environments; the fate of detritus.
Biologiske Studier 5, Akademisk Forlag, 288 S.
- Ismail, N.S.; 1985.
The effects of hydraulic dredging to control oyster drills on
benthic macrofauna of oyster grounds in Delaware Bay, New Jersey.
Int. Revue ges. Hydrobiol. 70: 379-395.
- Jagnow, B.; Gosselck, F.; 1987.
Bestimmungsschlüssel für die Gehäuseschnecken und Muscheln der
Ostsee.
Mitt. Zool. Mus. Berlin 63: 191-268.
- Jahresbericht über die deutsche Fischerei 1950 ff.
Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
(eds.), Berlin.
- Jones, G.; Candy, S.; 1981.
Effects of dredging on the macrobenthic infauna of Botany Bay.
Aust. J. Mar. Freshwater Res. 32, 379-398.
- Kähler, P.; 1990.
Stickstofffreisetzung durch Denitrifikation in küstennahen
marinen Sedimenten (Ostsee, Kieler Bucht).
Diss., Univ. Kiel.
- Khandriche, A.; Werner, F.; Erlenkeuser, H.; 1986.
Auswirkungen der Oststürme vom Winter 1978/79 auf die
Sedimentation im Schlickbereich der Eckernförder Bucht
(Westliche Ostsee).
Meyniana 38: 125-152.
- Klump, J.V.; Martens, C.S.; 1981.
Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin
- II. Nutrient sediment-water exchange processes.
Geochim. Cosmochim. Acta 45: 101-121.
- Klump, J.V.; Martens, C.S.; 1987.
Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin.
5. Sedimentary nitrogen and phosphorus budgets based upon kinetic
models, mass balances, and the stoichiometry of nutrient
regeneration.
Geochim. Cosmochim. Acta 51: 1161-1173.
- Köhn, J.; Gosselck, F.; 1989.
Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee.
Mitt. Zool. Mus. Berlin 65: 3-114.

Kölmel, R.; 1977.

Ökosysteme im Wechsel zur Anaerobiose. Zoobenthos und Abbau in zeitweise anoxischen Biotopen der Kieler Bucht.
Diss. und Reports SFB 95, Univ. Kiel, Nr. 33, 304 S.

Krom, M. D.; Berner, R. A.; 1980.

The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediments.
Limnol. Oceanogr. 25: 327-337.

Krom, M. D.; Berner, R. A.; 1980.

Adsorption of phosphate in anoxic marine sediments.
Limnol. Oceanogr. 25: 797-806.

Krom, M. D.; Berner, R. A.; 1981.

The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment.
Geochim. Cosmochim. Acta 45: 207-216.

Krost, P.; Bernhard, M.; Werner, F.; Hukride, W.; 1990:

Otter-trawl tracks in Kiel Bay (Western Baltic), mapped by side-scan sonar.

Meeresforsch. 32: 344-353.

Kühlmorgen-Hille, G.; 1963.

Quantitative Untersuchungen der Bodenfauna in der Kieler Bucht und ihre jahreszeitlichen Veränderungen.

Kieler Meeresforsch. 19: 42-66.

Kühlmorgen-Hille, G.; 1965.

Quantitative und qualitative Veränderungen der Bodenfauna der Kieler Bucht in den Jahren 1953 - 1965.

Kieler Meeresforsch. 21: 167-191.

Lerman, A.; 1975.

Migrational processes and chemical reactions in interstitial waters.

In: The sea, Bd. 6 (E.D. Goldberg ed.), Wiley-Interscience.

Lerman, A.; 1979.

Geochemical processes. water and sediment environments.
Wiley-Interscience.

Li, Y.-H.; Gregory, S.; 1974.

Diffusion of ions in sea water and deep-sea sediments.
Geochim. Cosmochim. Acta 38: 703-714.

Mackenzie, F.T.; Garrels, R.M.; 1965.

Silicates: Reactivity with sea water.
Science 150: 57-58.

Main, J.; Sangster, G.I.; 1981.

A study of the sand clouds produced by trawl boards and their possible effect on fish capture.

Scottish Fish. Res. Report Nr. 20, 20 S.

- Margetts, A. R.; Bridger, J. P.; 1971.
The effect of a beam trawl on the sea bed.
ICES, C.M.1971/B:8. mimeo
- Martens, C.S.; Berner, R.A.; Rosenfeld, J.K.; 1978.
Interstitial water chemistry of anoxic Long Island sediments.
2. Nutrient regeneration and phosphate removal.
Limnol. Oceanogr. 23: 605-617.
- Martens, C.S.; Klump, J.V.; 1980.
Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin -
I. Methane sediment-water exchange processes.
Geochim. Cosmochim. Acta 44: 471-490.
- Maurer, D.; Keck, R. T.; Tinsman, J. C.; Leathem, W. A.; 1980.
Vertical migration and mortality of benthos in dredged material
- part 1: Mollusca.
Marine Environ. Res. 4: 299-319.
- Maurer, D.; Keck, R. T.; Tinsman, J. C.; Leathem, W. A.; 1981.
Vertical migration and mortality of benthos in dredged material
- part 2: Crustacea.
Marine Environ. Res. 5: 301-317.
- Maurer, D.; Keck, R. T.; Tinsman, J. C.; Leathem, W. A.; 1982.
Vertical migration and mortality of benthos in dredged material
- part 3: Polychaeta.
Marine Environ. Res. 6: 49-68.
- Maurer, D.; Keck, R. T.; Tinsman, J. C.; Leathem, W. A.;
Wethe, C.; Lord, C.; Church, T. M.; 1986.
Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged
material: a synthesis.
Int. Revue ges. Hydrobiol. 71: 49-63.
- McCaffrey, R. J.; Myers, A. C.; Davey, E.; Morrison, G.;
Bender, M.; Luedtke, N.; Cullen, D.; Froelich, P.;
Klinkhammer, G.; 1980.
The relation between pore water chemistry and benthic fluxes of
nutrients and manganese in Narragansett Bay, Rhode Island.
Limnol. Oceanogr. 25: 31-44.
- Morse, J. W.; 1974.
Calculation of diffusive fluxes across the sediment-water
interface.
J. Geophys. Res. Vol.79, Nr.33: 5045-5048.
- Morton, J. W.; 1976.
Ecological effects of dredging and dredge spoil disposal: a
literature review.
New York Cooperative Fishery Research Unit, Cornell Univ.,
Ithaca, New York, 33 S.
- Murray, J.W.; Grundmanis, V.; Smethie, W.M.jr.; 1978.
Interstitial water chemistry in the sediments of Saanich Inlet.
Geochim. Cosmochim. Acta 42: 1011-1026.

Nixon, S.W.; Oviatt, C.A.; Hale, S.S.; 1976.
Nitrogen regeneration an the metabolism of coastal marine
bottom communities.

In: The role of terrestrial and aquatic organisms in
decomposition processes (J.M. Andersen, A. McFayden eds.)
Blackwell Scientific Publ., London, S. 269-289.

Nixon, S.W.; Kelly, J.R.; Furnas, B.N.; Oviatt, C.A.;
Hale, S.S.; 1980.
Phosphorous regeneration an the metabolism of coastal marine
bottom communities.
In: Marine Benthic Dynamics (K.R. Tenore, B.C. Coull eds.),
Univ. South Carolina Press, Columbia: 219-242.

Oertzen, J.-A. v.; 1988.
Das Leben im Brackwasser - Konfrontation oder Opportunismus?.
Biol. Rundsch. 26: 197-212.

Pagliai, A.M.B.; Varriale, A.M.C.; Crema, R.; Galletti, M.C.;
Zunarelli, R.V.; 1985.
Environmental impact of extensive dredging in coastal marine
area.
Mar. Poll. Bull., Vol.16, No.12: 483-488.

Pearson, T.H.; Rosenberg, R.; 1978.
Macrobenthic succession in relation to organic matter enrichment
and pollution of the marine environment.
Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.

Pearson, T.H.; Josefson, A.B.; Rosenberg, R.; 1985.
Petersen's stations revisited. I. Is the Kattegatt becoming
eutrophic?.
J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 92: 157-206.

Petersen, C.G.J.; 1914.
Valuation of the sea II. The animal communities of the sea bottom
and their importance for marine Zoography.
Rep. Dan. Stat. 21: 1-68.

Pielou, E.C.; 1969.
An introduction to mathematical ecology.
Wiley-Interscience, New York, 286 S.

Poiner, I. R.; Kennedy, R.; 1984.
Complex patterns of change in the macrobenthos of a large
sandbank following dredging.
Mar. Biol. 78: 335-352.

Pollehne, F.; 1981.
Die Sedimentation organischer Substanz, Remineralisierung und
Nährsalzrückführung in einem marinen Flachwassersystem.
Diss. und Reports SFB 95, Univ. Kiel, Nr. 57, 150 S.

Pollehne, F.; 1986.
Benthic nutrient regeneration processes in different sediment
types of Kiel Bight.
Ophelia 26: 359-368.

- Pomeroy, L. R.; Smith, E. E.; Grant, C. M.; 1965.
The exchange of phosphate between estuarine water and sediments.
Limnol. Oceanogr. 10: 167-172.
- Powilleit, M.; 1988.
Die Bioturbationsleistung des Priapuliden *Halicryptus spinulosus*
in der Kieler Bucht.
Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Kiel, 67 S.
- Rachor, E.; 1989.
Effects on the benthos of commercial fishing for sandeel.
ICES Benthos ecology working group, meeting 1989, 2 pp.
- Rauck, G.; 1985.
Wie schädlich ist die Seezungenbaumkurre für Bodentiere?.
Inf.f.d.Fischwirtsch. 32: 165-168.
- Rauck, G.; 1988.
Welchen Einfluß haben Grundschieppnetze auf den Meeresboden und
Bodentiere?.
Inf.f.d.Fischwirtsch. 35: 104-106.
- Redant, F.; 1987.
A bibliography on the effects of bottom fishing gear and
harvesting techniques on benthic biota.
ICES 1987: 8 S.
- Rhandivi, A.J.; 1982.
Grundlagen des Sedimenttransports.
Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 225 S.
- Reise, K.; 1982.
Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the
Wadden Sea: are polychaetes about to take over?.
Netherl. J. Sea Res. 16: 29-36.
- Rhoads, D. C.; McCall, P. L.; Yingst, J. Y.; 1978.
Disturbance and production on the estuarine seafloor.
American Scientist 66: 577-586.
- Rhoads, D. C.; Germano, J. D.; 1982.
Characterization of organism-sediment relations using sediment
profile imaging. an efficient method of remote ecological
monitoring on the seafloor (Remots™system).
Mar. Ecol. Prog. Ser. 8: 115-128.
- Rhoads, D. C.; Germano, J. D.; 1986.
Interpreting long term changes in benthic community structure:
a new protocol.
Hydrobiologia 142: 291-308.
- Rhoads, D.C.; Tenore, K.; Browne, M.; 1978.
The role of resuspended bottom mud in nutrient cycles of shallow
embayments.
In: Estuaries research (L.A.Cousin. ed.), Academic press, NY.

Riedl, R. J.; Huang, N.; Machan, R.; 1972.
The subtidal pump: a mechanism of interstitial water exchange by wave action.
Mar. Biol. 13: 210-221.

Riesen, W.; Reise, K.; 1982.
Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years.
Helgoländer Meeresunters. 35: 409-423.

Romero, M.; 1983.
Vertikale Verteilungsmuster der Makrofauna im Sediment.
Unmveröff. Diplomarbeit, Uni Kiel, 131 S.

Rosenberg, R.; 1977.
Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna.
Mar. Poll. Bull. Vol. 8, Nr. 5: 102-104.

Rosenfeld, J. K.; 1979.
Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments.
Limnol. Oceanogr. 24: 356-364.

Rowe, G. T.; Clifford, C. H.; Smith, K. L.; 1977.
Nutrient regeneration in sediments off Cap Blanc, Spanish Sahara.
Deep-Sea Research 24: 57-63.

Ruck, K.-W.; 1971.
Baugeologie der Lockergesteine im Nord- und Ostseeraum.
In: Grundbau Taschenbuch I; Ergänzungsband, Wilhelm Ernst & Sohn,
Berlin: 161-217.

Rumohr, H.; 1979.
Hydrographische Dauerregistrierungen bei Boknis Eck (20 m),
Westliche Ostsee von 1975-1978.
Reports Sonderforschungsbereich 95, Univ. Kiel, 59 S.

Rumohr, H.; 1980.
Der "Benthosgarten" in der Kieler Bucht - Experimente zur
Bodentierökologie.
Diss. und Reports SFB 95, Univ. Kiel, Nr. 55, 179 S.

Rumohr, H. 1986.
Historische Indizien für Eutrophierungserscheinungen (1875-1939)
in der Kieler Bucht (westliche Ostsee).
Meeresforsch. 31: 115-123.

Rumohr, H.; 1988.
Synoptic sampling with grab, diver cores, photographs, video and
side scan sonar.
COST 647 Report (Period 1985-1987): 182-187.

Sander, G.; 1957.
Beitrag zur Genauigkeit der Bodengreifermethodik.
Z. f. Fisch. 6: 251-257.

Schink, D. R.; Guinasso, N. L.; 1975.

Processes affecting the concentration of silica at the sediment-water interface of the Atlantic Ocean.

J. Geophys. Res. 80: 3013-3031.

Schlegel, H.G.; 1976.

Allgemeine Mikrobiologie.

Thieme Verlag, Stuttgart, 480 S.

Schlunbaum, G.; 1982.

Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 11. Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern.

Acta hydrochim. hydrobiol. 10: 135-152.

Schlunbaum, G.; Nausch, G., 1988.

Nutrient turnover at the sediment/water interface in shallow eutrophic coastal waters.

Kieler Meeresforsch., Sonderheft 6: 184-190.

Schramm, W.; 1978.

Die ökophysiologische Analyse benthischer mariner Ökosysteme: in situ-Methoden und interdisziplinäre Wege.

Verh. Ges. Ökol., Kiel (1977): 53-58.

Schramm, W.; Martens, V.; 1976.

Ein Meßsystem für in situ Untersuchungen zum Stoff- und Energieumsatz in Benthosgemeinschaften.

Kieler Meeresforsch., Sonderheft 3: 1-6.

Schulz, S.; Breuel, G.; Irmisch, A.; 1988.

Simulated eutrophication in enclosure experiments in the Arkona sea.

Kieler Meeresforsch., Sonderheft 6: 73-84.

Shannon, C.E.; Weaver, W.; 1963.

The mathematical theory of communication.

Univ. of Illinois Press.

Seibold, E.; Exon, N.; Hartmann, M.; Kögler, F.-C.; Krumm, H.;

Lutze, G.F.; Newton, R.F.; Werner, F.; 1971.

Marine geology of Kiel Bay.

In: Sedimentology of parts of Central Europe, Guidebook, VIIIth

Internat. Sedimentol. Congr. 1971, 209-235, Frankfurt a.M.

(Kramer).

Seitzinger, S.P.; Nixon, S.W.; Pilson, M.E.Q.; 1984:

Denitrification and nitrous oxide production in a coastal marine ecosystem.

Limnol. Oceanogr. 29: 73-83.

Simon, N.S.; 1988.

Nitrogen cycling between sediment and the shallow-water column in the transition zone of the Potomac River and estuary.

I. Nitrate and ammonium fluxes.

Estuarine, coastal and shelf science 26: 483-497.

- Simon, N.S.; 1989.
Nitrogen cycling between sediment and the shallow-water column in the transition zone of the Potomac River and estuary.
II. The role of wind-driven resuspension and adsorbed ammonium. Estuarine, coastal and shelf science 28: 531-547.
- Smetacek, V.; Bodungen, B. von; Bröckel, K. von; Zeitzschel, B.; 1976.
The plancton tower. II. Release of nutrients from sediments due to changes in the density of bottom water.
Mar. Biol. 34: 373-378.
- Stefanon, A.; 1985.
Marine sedimentology through modern acoustical methods:
I. Side Scan Sonar.
Bolletino di Oceanologia Teorica et Applicata Vol.3 Nr. 4: 3-38.
- Stresemann, E.; 1976.
Exkursionsfauna von Deutschland. Wirbellose 1.
Volk und Wissen VEB, Berlin, 494 S.
- Suhrhoff, P.; 1985.
Zur Situation des Makrobenthos am Eingang der Flensburger Förde (Breitgrund - Westliche Ostsee) im Tiefenbereich von 18 - 28 m.
Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Kiel, 145 S.
- Sundby, B.; Anderson, L.G.; Hall, P.O.J.; Iverfeldt, A.; Rutgers van der Loeff, M.M.; Westerlund, S.D.F.G.; 1986.
The effect of oxygen on release and uptake of cobalt, manganese, iron and phosphate at the sediment-water interface.
Geochim. Cosmochim. Acta 50: 1281-1288.
- Tait, R.V.; 1981.
Meeresökologie, 2. A.
Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 305 S.
- Vanderborcht, J.-P.; Wollast, R.; Billen, G.; 1977.
Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis.
Limnol. Oceanogr. 22: 787-793.
- Van der Veer, H.W.; Bergman, M.J.N.; Beukema, J.J.; 1985.
Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: Effects on macrobenthic infauna.
Netherl. J. Sea Res. 19: 183-190.
- Van Dolah, R.F.; Calder, D.R.; Knott, D.M.; Maclin, M.S.; 1979.
Effects of dredging and unconfined disposal of dredged material on macrobenthic communities in Sewee Bay, South Carolina.
South Carolina Mar. Resources Center, Technical Report Nr. 39, 9 S.
- Watson, P.G.; Frickers, P.E.; Goodchild, C.M.; 1985.
A comparison of nutrients in the interstitial water of reducing (Tamar Estuary) and oxic (Carmathen Bay) coastal sediments.
Netherl. J. Sea Res. 19: 231-239.

Weber, W.; 1970.

Untersuchungen an den Beständen des Herings (*Clupea harangus*) der westlichen Ostsee.

Diss. Univ. Kiel, 85 S.

Weber, W.; Ehrich, S.; Dahm, E.; 1990.

Beeinflussung des Ökosystems Nordsee durch die Fischerei.

In: Warnsignale aus der Nordsee (J.L. Lozan, W. Lenz, E. Rachor, B. Watermann, H.v. Westernhagen eds.), S. 252-254.

Paul Parey Verlag.

Wefer, G.; Tauchgruppe Kiel: 1974.

Topographie und Sedimente im "Hausgarten" des Sonderforschungsereichs 95 der Universität Kiel (Eckernförder Bucht, Westl. Ostsee).

Meyniana 26: 3-7.

Weigelt, M.; 1986.

Daten zu Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos auf 15

Stationen der Kieler Bucht 1968 - 1986.

Unveröffentlicht.

Weigelt, M.; 1987.

Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Bodenfauna der Kieler Bucht.

Diss. und Berichte aus dem Institut für Meereskunde, Kiel, Nr. 176, 299 S.

Weigelt, M.; Rumohr, H.; 1986.

Effects of wide-range oxygen depletion on benthic fauna and demersal fish in Kiel Bay 1981-1983.

Meeresforsch. 31: 124-136.

Werner, F.; Hoffmann, G.; Bernhard, M.; Milkert, D.; Vikgren, K.; 1990.

Sedimentologische Auswirkungen der Grundfischerei in der Kieler Bucht, (Westliche Ostsee).

Meyniana, im Druck.

Whiticar, M.J.; 1978.

Relationship of interstitial gases and fluids during early diagenesis in some marine sediments.

Reports SFB 95, Univ. Kiel, Nr. 35, 152 S.

Winkler, L.W.; 1888.

Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs.

Ber. dtsh. chem. Ges. 21: 28-43.

Wollast, R.; 1974.

The silica problem.

In: E.D. Goldberg (ed.), The sea, Vol. IV: Marine chemistry, Wiley, New York: 359-392.

Wollast, R.; Garrels, R. M.; 1971.

Diffusion coefficient in seawater.

Nat. Phys. Sci. 229: 94.

Zeitzschel, B.; 1965:

Zur Sedimentation von Seston, eine produktionsbiologische Untersuchung von Sinkstoffen und Sedimenten der Westlichen und Mittleren Ostsee.

Kieler Meeresforsch. 21: 55-80.

Zeitzschel, B.; 1980.

Sediment-water interactions in nutrient dynamics.

In: Marine benthic dynamics (K.R. Tenore, B.C. Coull eds.).

Univ. South Carolina Press, Columbia, S. 195-288.

Ziegelmeier, E.; 1957.

Die Muscheln (Bivalvia) der deutschen Meeresgebiete.

Hegol. wiss. Meeresunters. 6: 1-56.

Ziegelmeier, E.; 1966.

Die Schnecken (Gastropoda, Prosobranchia) der deutschen Meeresgebiete und brackigen Küstengewässer.

Hegol. wiss. Meeresunters. 13: 1-61.